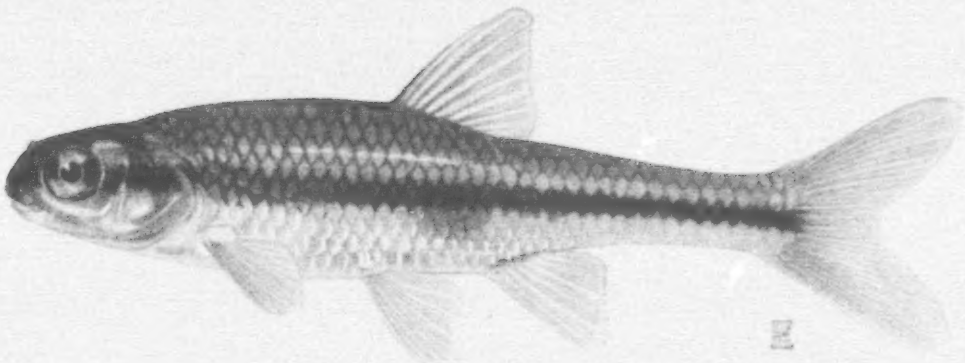
Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Méné d'herbe

Notropis bifrenatus

au Canada



PRÉOCCUPANTE
2013

COSEPAC
Comité sur la situation des espèces en péril au Canada

COSEWIC
Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2013. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Méné d'herbe (*Notropis bifrenatus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 36 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEWIC. 2001. COSEWIC assessment and status report on the bridle shiner *Notropis bifrenatus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vi + 19 pp. (www.sararegistry.gc.ca/status/status_e.cfm)

Holm, E., P. Dumont, J. Leclerc, G. Roy and E.J. Crossman. 1999. COSEWIC status report on the bridle shiner *Notropis bifrenatus* in Canada, *in* COSEWIC assessment and status report on the bridle shiner *Notropis bifrenatus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 1-19 pp.

Note de production :
Le COSEPAC remercie Nicholas E. Mandrak, Scott F. Gibson, Pierre Dumont, Mary Burridge et Erling Holm d'avoir rédigé le rapport sur la situation du méné d'herbe (*Notropis bifrenatus*) au Canada, aux termes d'un marché conclu avec Environnement Canada. La supervision et la révision ont été assurées par John Post, coprésident du Sous-comité des spécialistes des poissons d'eau douce.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Téléc. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Bridle Shiner *Notropis bifrenatus* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Méné d'herbe — Illustration : Ellen Edmonson/SAREP.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2013.
N° de catalogue CW69-14/671-2013F-PDF
ISBN 978-0-660-21013-1

Papier recyclé

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – mai 2013

Nom commun
Méné d'herbe

Nom scientifique
Notropis bifrenatus

Statut
Préoccupante

Justification de la désignation
Cette espèce satisfait presque au statut d'espèce « menacée » avec une diminution de l'abondance chez les adultes inférée des déclins dans l'aire de répartition de l'espèce. Les menaces pesant sur l'habitat sont plus graves dans la partie centrale de sa répartition au Québec, où l'agriculture intensive entraîne une importante turbidité, sédimentation, eutrophisation et perte de végétation aquatique. L'espèce pourrait devenir « menacée » si les facteurs soupçonnés d'avoir des effets négatifs sur sa persistance ne sont pas renversés.

Répartition
Ontario, Québec

Historique du statut
Espèce désignée « préoccupante » en avril 1999. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2001 et en mai 2013.

COSEPAC
Résumé

Méné d'herbe
Notropis bifrenatus

Description et importance de l'espèce sauvage

Le méné d'herbe est un membre de petite taille de la famille des ménés, qui atteint une longueur standard maximale de 65 mm. Au Canada, il figure parmi les cinq espèces de *Notropis* qui portent une bande latérale noire bien visible qui s'étend de la queue au museau. La bande noire s'amincit vers le bout du museau, et, à son extrémité, elle se limite à la lèvre supérieure. La lèvre inférieure n'est pratiquement pas pigmentée. La bande noire est prononcée chez les spécimens conservés, mais elle pourrait être atténuée par les écailles argentées chez les individus vivants. On observe souvent une tache caudale prononcée qui conflue avec la bande latérale. Le dos est couleur paille, et les flancs prennent des tons de bleu-vert irisé. Pendant la saison de la fraye, les nageoires des deux sexes deviennent jaunes, et les mâles prennent une coloration jaune vif ou dorée sous la bande latérale noire. Partout où il est présent en quantité suffisante, le méné d'herbe est vraisemblablement un poisson fourrage.

Répartition

L'aire de répartition du méné d'herbe est limitée à l'est de l'Amérique du Nord. Il est présent dans le bassin hydrographique de l'Atlantique, depuis la baie Wellers, dans le lac Ontario, jusqu'au Maine, à l'est, et jusqu'à la Caroline du Sud, au sud. Au Canada, on trouve l'espèce depuis la baie Wellers, dans le lac Ontario, jusqu'à l'île d'Orléans, au nord-est, en aval jusqu'à la hauteur de la ville de Québec, puis jusqu'au lac Memphrémagog, au Québec, au sud. Le méné d'herbe vit dans les régions de basses terres et n'occupe que les eaux proches du fleuve Saint-Laurent ou de la rivière Richelieu.

Habitat

Le méné d'herbe est un poisson d'eaux chaudes qui vit dans les zones calmes des cours d'eau et, à l'occasion, dans les lacs. Il préfère les eaux incolores ou modérément colorées et évite les eaux troubles. L'espèce est habituellement associée aux macrophytes aquatiques submergés, flottants ou émergents, et a peu d'affinité pour certains substrats. Il préfère les milieux composés de débris organiques, d'argile, de limon, de gravier, de cailloux et de roches.

Biologie

Le méné d'herbe fraye durant sa première année de vie, et le peu d'études réalisées à son sujet indiquent qu'aucun individu de plus de deux ans n'a été observé dans les frayères. La saison de la fraye s'étend de mai à la mi-juillet. La fraye a habituellement lieu lorsque la température de l'eau est de 17 à 22 °C. Les œufs sont répandus sur la végétation et ne bénéficient d'aucun soin parental. Le méné d'herbe se nourrit à vue pendant les heures de clarté. Son régime alimentaire se compose de microcrustacés, d'insectes aquatiques, de détritus et de végétation vivante. Lorsque la végétation est éparse ou absente, l'espèce se nourrit de plantes aquatiques submergées ou de benthos.

Taille et tendances des populations

Il n'existe aucune estimation de l'effectif des populations de ménés d'herbe au Canada. Au Québec, l'espèce est toujours établie dans le lac Saint-Pierre et dans son archipel, dans le lac Saint-François, dans le lac Saint-Louis, et dans le bassin versant de la rivière Richelieu. Depuis 1995, malgré des activités d'échantillonnage intensives dans la zone littorale, les captures signalées ont été rares ou nulles. Dans le bassin de la Yamaska, l'espèce n'a été trouvée que dans la partie inférieure entre 1963 et 1971, puis en 1989. Il semble que son aire de répartition ait connu un déclin dans le bassin hydrographique de la rivière Châteauguay, car on a observé des individus dans la partie inférieure du bassin en 1968. Toutefois, en 1993, la présence de l'espèce n'a été signalée dans aucun des sites échantillonnés. Elle était présente dans la rivière Saint-François dans les années 1940, mais on ne l'y a pas observée depuis.

En Ontario, l'espèce était historiquement présente dans le fleuve Saint-Laurent. De récents échantillonnages réalisés dans l'ensemble de son aire de répartition historique et dans des zones adjacentes ont permis de capturer des individus dans la portion du fleuve Saint-Laurent la plus à l'ouest, mais non dans la partie la plus à l'est. Depuis le dernier rapport du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC), l'espèce a été observée dans de nombreuses nouvelles localités dans le comté de Prince Edward et dans le bassin hydrographique de la rivière Rideau. Il s'agit probablement d'une augmentation du nombre d'identifications de l'espèce plutôt que d'une réelle augmentation de l'étendue de son aire de répartition.

Menaces et facteurs limitatifs

L'accroissement de la turbidité, la perte de végétation aquatique adéquate, l'urbanisation, le développement agricole, la canalisation, l'utilisation de pesticides, les fortes charges en nutriments, la sédimentation et l'eutrophisation excessives, les espèces exotiques, la pêche aux poissons appâts et les changements climatiques sont toutes des menaces qui pèsent sur le méné d'herbe.

Protection, statuts et classements

Le méné d'herbe est désigné « espèce préoccupante » aux termes de la *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition* de l'Ontario et de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada (annexe 1). Au Canada, plusieurs lois fédérales et provinciales protègent les espèces aquatiques et leur habitat en général. Les classements suivants s'appliquent au méné d'herbe : vulnérable à l'échelle mondiale (G3); vulnérable à l'échelle nationale au Canada (N3); vulnérable à l'échelle provinciale au Québec (S3); en péril à l'échelle provinciale en Ontario (S2). L'espèce est considérée « préoccupante » par le Comité de détermination du statut des espèces en péril en Ontario et par le COSEPAC. Au Québec, le méné d'herbe est désigné « vulnérable » aux termes de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* du gouvernement du Québec.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Notropis bifrenatus
Méné d'herbe — Bridle Shiner
Répartition au Canada : Ontario, Québec

Données démographiques

Durée d'une génération	1,3 année
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Oui, un déclin continu est inféré d'après les déclins historiques et récents observés dans certains plans d'eau.
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans OU deux générations]	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de changement, de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des dix dernières années ou trois dernières générations.	Inconnu
Pourcentage [prévu ou présumé] [de changement, de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des dix prochaines années ou trois prochaines générations.	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de réduction ou d'augmentation du nombre total d'individus matures au cours de toute période de dix ans ou de trois générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Inconnu

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence 53 364 km² (données antérieures à 2001) 38 293 km² (données recueillies de 2001 à 2010).	38 293 km²
Indice de zone d'occupation (IZO) Valeur selon la grille à carrés de 2 km de côté 964 km² (données antérieures à 2001) 640 km² (données recueillies de 2001 à 2010).	640 km²
La population totale est-elle très fragmentée?	Non
Nombre de localités[1] Ontario : Baie Wellers, baie Big Lac West Lac East Baie de Quinte (baie Hay, rivière Black) Lac Big Rideau Lac Cranberry Lac Opinicon Petit lac Cranberry Lac Newboro	Plus de 25

[1] Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et IUCN 2010 (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Lac Lower Rideau Lac Sand Lac Upper Rideau Cours supérieur de la rivière Rideau Lac Whitefish Ruisseau Finney Ruisseau Jones Ruisseau Morton Lac Kingsford? Haut Saint-Laurent Québec : Bas Saint-Laurent (en aval de Montréal) Lac Saint-Pierre Archipel du lac Saint-Pierre Lac Magog Lac Saint-François Lac Saint-Louis Rivière Richelieu	
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Oui, déclin continu observé.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations?	Non. Les déclins dans les populations du Québec sont compensés par l'augmentation de l'effectif des populations de l'Ontario.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*?	Non. Le déclin du nombre de localités Québec est compensé par l'augmentation du nombre de localités en Ontario.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Oui, déclin continu inféré.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Inconnu
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités2?	Inconnu
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Inconnu
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Inconnu

Nombre d'individus matures (dans chaque population)

Population	N[bre] d'individus matures
Toutes	Inconnu
Total	Inconnu

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce de la nature est d'au moins [20 % sur 20 ans OU 5 générations, ou 10 % sur 100 ans].	Inconnu

[2] Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et IUCN 2010 (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

Accroissement de la turbidité, perte de végétation aquatique adéquate, urbanisation, développement agricole, canalisation, utilisation de pesticides, fortes charges en nutriments, sédimentation et eutrophisation excessives, espèces exotiques, pêche aux poissons appâts et changements climatiques.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur? New York (S5); Vermont (S1?)	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Possible depuis l'État de New York, mais peu probable depuis l'État du Vermont.
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Oui
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle?	Possible depuis les populations de l'État de New York dans le fleuve Saint-Laurent, mais probablement limitée par la petite taille de l'espèce. Très peu probable depuis le Vermont.

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « préoccupante » en avril 1999. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2001 et en mai 2013.

Statut recommandé et justification de la désignation

Statut recommandé : Espèce préoccupante	**Code alphanumérique :** S.o.
Justification de la désignation : Cette espèce satisfait presque au statut d'espèce « menacée » avec une diminution de l'abondance chez les adultes inférée des déclins dans l'aire de répartition de l'espèce. Les menaces pesant sur l'habitat sont plus graves dans la partie centrale de sa répartition au Québec, où l'agriculture intensive entraîne une importante turbidité, sédimentation, eutrophisation et perte de végétation aquatique. L'espèce pourrait devenir « menacée » si les facteurs soupçonnés d'avoir des effets négatifs sur sa persistance ne sont pas renversés.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : S.o. Satisfait presque au statut d'espèce « menacée » pour le critère A2(c).
Critère B (petite aire de répartition et déclin ou fluctuation) : S.o. Satisfait presque au statut d'espèce « menacée » pour le critère B2 en raison du faible IZO, mais la population n'est pas fortement fragmentée, le nombre de localités est supérieur aux seuils et rien n'indique des fluctuations extrêmes.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : S.o. Le nombre d'individus matures n'est ni peu élevé ni en déclin.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : S.o. La population n'est ni petite ni restreinte spatialement.
Critère E (analyse quantitative) : Non réalisée.

PRÉFACE

Le méné d'herbe est une espèce peu étudiée et peu surveillée (très peu d'études ont été publiées sur sa biologie depuis la publication du dernier rapport du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC), en 2001. Tous les sites où il a été observé dans le sud-est de l'Ontario, de même que de nombreux sites adjacents ont été échantillonnés de nouveau depuis le dernier rapport, et l'espèce est toujours présente dans la plupart des sites historiques, sauf dans certains sites se trouvant principalement dans le fleuve Saint-Laurent. Depuis le dernier rapport, on a observé que l'espèce était largement répartie dans l'ensemble du bassin de la rivière Rideau et dans le comté de Prince Edward, en Ontario, ce qui révèle une augmentation majeure de la superficie de l'aire de répartition. Cette augmentation s'explique probablement par les faibles effectifs consignés dans le passé ou par des erreurs d'identification plutôt que par la dispersion. De nombreux sites où le méné d'herbe avait été observé dans le passé au Québec ont été échantillonnés de nouveau. L'espèce semble bien se porter dans la portion est de son aire de répartition canadienne, dans le lac Saint-Pierre et dans son archipel. Toutefois, elle était absente de nombreux sites historiques échantillonnés récemment (c.-à-d. au cours des 10 dernières années). La zone d'occurrence n'a pas beaucoup changé, et l'indice de zone d'occupation (IZO), tel que calculé dans le présent rapport, a décliné de 33,6 %. Malheureusement, les données issues des échantillonnages récents dans une grande partie des sites historiques du Québec ne sont pas disponibles; ce déclin est donc probablement exagéré. Par conséquent, nous ne pouvons pas conclure que le déclin réel est supérieur au seuil de 30 % correspondant au statut d'« espèce menacée ». Bien que les menaces précises qui pèsent sur le méné d'herbe soient inconnues, on estime que l'espèce est menacée par la dégradation de son habitat et de la qualité de l'eau ainsi que par l'introduction d'espèces exotiques, menaces qui sont toutes continues dans l'ensemble de l'habitat du méné d'herbe au Canada.

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsable des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS
(2013)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'une autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada | Environment Canada
Service canadien de la faune | Canadian Wildlife Service
Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Méné d'herbe

Notropis bifrenatus

au Canada

2013

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE 4
Nom et classification 4
Description morphologique 4
Structure spatiale et variabilité de la population 5
Unités désignables 5
Importance de l'espèce 6
RÉPARTITION 6
Aire de répartition mondiale 6
Aire de répartition canadienne 7
Activités de recherche 10
HABITAT 11
Besoins en matière d'habitat 11
Tendances en matière d'habitat 12
BIOLOGIE 13
Cycle vital et reproduction 13
Physiologie et adaptabilité 14
Déplacements et dispersion 14
Relations interspécifiques 14
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS 15
Activités et méthodes d'échantillonnage 15
Abondance 20
Fluctuations et tendances 20
Immigration de source externe 21
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS 21
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS 26
Statuts et classements non juridiques 26
Protection et propriété de l'habitat 26
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS 28
SOURCES D'INFORMATION 28
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT 35
COLLECTIONS EXAMINÉES 36

Liste des figures

Figure 1. Méné d'herbe (*Notropis bifrenatus*). Tous droits réservés, Ellen Edmonson/SAREP 5
Figure 2. Aire de répartition mondiale du méné d'herbe (d'après Page et Burr, 2011) 7
Figure 3. Répartition du méné d'herbe en Ontario. 8
Figure 4. Répartition du méné d'herbe au Québec. 9

Liste des tableaux

Tableau 1. Menaces pesant sur les populations de méné d'herbe au Canada, classées en fonction du degré global de préoccupation qu'elles suscitent, du plus élevé au plus faible (il est possible que la gravité et le degré de préoccupation varient dans certaines localités). D'après Boucher *et al.*, 2011. 25

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Classe :	Actinoptérygiens
Ordre :	Cypriniformes
Famille	Cyprinidés (carpes, ménés)
Nom scientifique :	*Notropis bifrenatus* (Cope, 1867)
Nom commun français :	Méné d'herbe
Nom commun anglais :	Bridle Shiner

Selon Gilbert (1980), le plus proche parent du *Notropis bifrenatus* est le menton noir (*Notropis heterodon*). Coburn et Cavender (1992) ont retenu l'espèce sous le genre *Notropis*. Le *Notropis cayuga*, observé dans le lac Cayuga et dans le ruisseau Fall, à Ithaca, dans l'État de New York, en 1889, est reconnu comme synonyme récent du *N. bifrenatus* (Eschmeyer, 2010).

Description morphologique

Le méné d'herbe (figure 1) est un membre de petite taille de la famille des ménés (Cyprinidés), qui atteint une longueur standard maximale de 65 mm (Holm *et al.*, 2010). Au Canada, il figure parmi les cinq espèces du genre *Notropis* qui portent une bande latérale noire bien visible qui s'étend de la queue au museau (Scott et Crossman, 1974; Bernatchez et Giroux, 2000; Holm *et al.*, 2010), les autres étant le museau noir (*N. heterolepis*), le menton noir, le méné camus (*N. anogenus*) et le méné diamant (*N. texanus*). On observe souvent une tache caudale prononcée qui conflue avec la bande latérale. Cette bande noire est particulièrement évidente chez la plupart des spécimens conservés, mais elle est parfois atténuée par les écailles argentées chez les poissons vivants. Le méné d'herbe tient son nom scientifique et son nom commun anglais (bridle shiner) du pigment noir présent sur son museau et sa mâchoire supérieure ayant l'apparence d'une bride, et son nom commun français de sa préférence pour les zones où la végétation aquatique est dense. La bande noire s'amincit vers le bout du museau, et, à son extrémité, elle se limite à la lèvre supérieure. La lèvre inférieure et le menton sont généralement de coloration pâle (Holm *et al.*, 2010). Parmi les espèces de Cyprinidés du Canada, le méné d'herbe est l'une de celles qui possèdent les plus gros yeux, leur diamètre représentant de 31,2 à 38,8 % de la longueur de la tête (Scott et Crossman, 1974). La bouche est grande, terminale à subterminale, et s'étend vers l'arrière jusque sous la moitié postérieure de la narine (Holm *et al.*, 2010). Le museau est court et ne surplombe habituellement pas la bouche. La nageoire anale présente habituellement sept rayons principaux (Werner, 2004), mais Scott et Crossman (1974) ont dénombré huit rayons chez 32 % de spécimens. Le mâle porte de minuscules tubercules nuptiaux sur les nageoires pectorales, la tête et la nuque, devant les nageoires dorsales (Jenkins et Burkhead, 1993; Holm *et al.*, 2010). La ligne latérale incomplète et l'insertion de la nageoire dorsale au-dessus ou devant la naissance des nageoires pelviennes peuvent aider à distinguer le méné d'herbe des autres espèces du genre *Notropis* qui portent une bande latérale noire (Robitaille, 2005; Holm *et al.*, 2010).

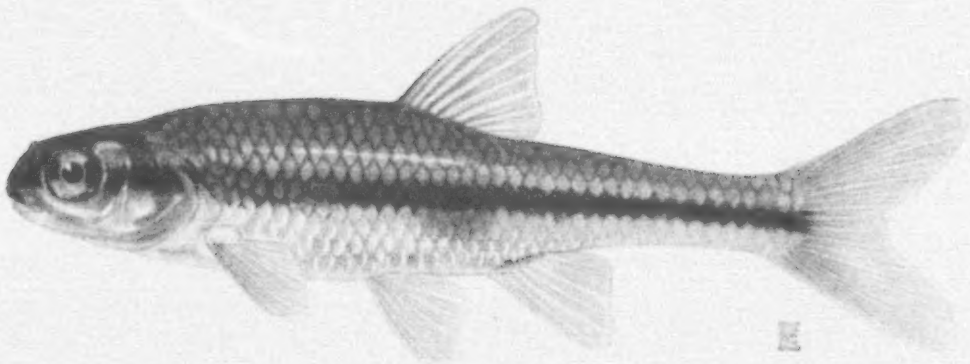


Figure 1. Méné d'herbe (*Notropis bifrenatus*). Tous droits réservés, Ellen Edmonson/SAREP.

Scott et Crossman (1974), Jenkins et Burkhead (1993) ainsi que Holm *et al.* (2010) ont décrit les couleurs du méné d'herbe vivant. (2010). Lorsque le méné d'herbe est vivant, son dos est couleur paille, il porte de grandes écailles aux bords foncés (Holm *et al.*, 2010) et ses flancs prennent des tons de bleu-vert iridescents; un pêcheur d'appâts du lac Saint-François l'appelle d'ailleurs « bluesides » (flancs bleus) (Scott et Crossman, 1974). La bande latérale noire porte des marques en forme de croissant (Holm *et al.*, 2010). On observe un dimorphisme sexuel durant la saison de la fraye. Les mâles prennent une coloration jaune vif ou dorée sous la bande latérale noire, et les cinq ou six rayons antérieurs des pectorales sont bordés de brun (Robitaille, 2005). En outre, les mâles prêts à frayer ont le dos plus foncé que les femelles reproductrices et que les autres mâles. Pendant la période de la fraye, les nageoires des individus des deux sexes deviennent jaunes (Harrington, 1947).

Structure spatiale et variabilité de la population

La structure génétique spatiale des populations de ménés d'herbe au Canada est inconnue.

Unités désignables

D'après la classification des zones biogéographiques nationales d'eau douce adoptées par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC), les populations canadiennes de ménés d'herbe se trouvent dans la zone biogéographique des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent. La structure des populations à l'intérieur de cette zone demeure inconnue. Par conséquent, une seule unité désignable (UD) est reconnue.

Importance de l'espèce

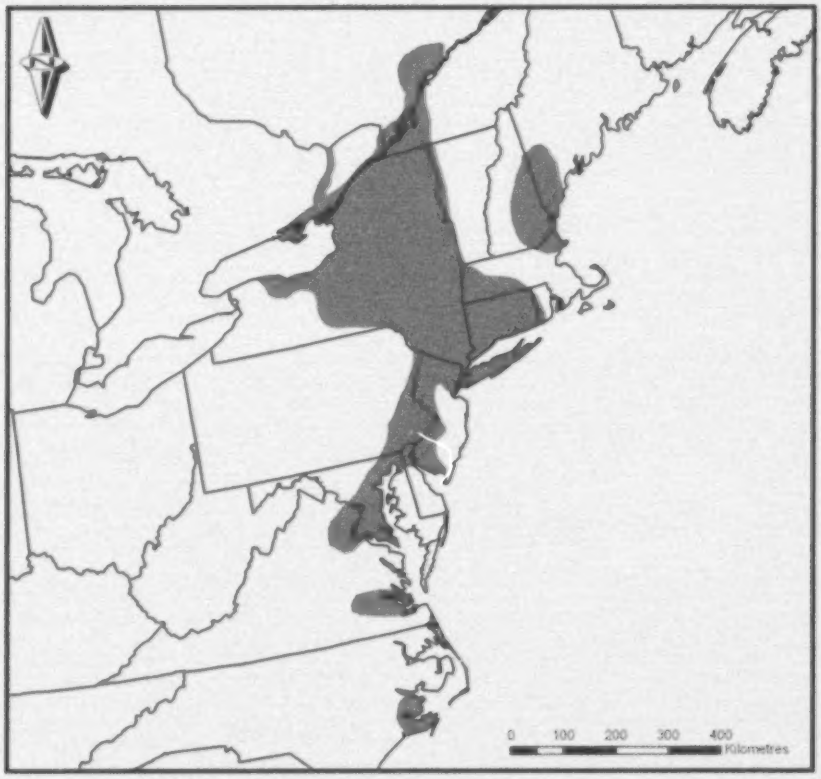
Partout où il est présent en quantité suffisante, le méné d'herbe est vraisemblablement un poisson fourrage. L'espèce constitue sans doute une proie facile pour les prédateurs. Son utilisation comme appât est limitée en raison de sa petite taille.

Le méné d'herbe figure parmi plusieurs espèces du genre *Notropis* présentant une bande latérale noire (p. ex. le museau noir, le menton noir et le méné camus). Ces espèces sont d'apparence très similaire et portent une bande latérale noire prononcée qui s'étend de la queue au museau. Elles sont toutes sensibles aux changements environnementaux et sont menacées par l'augmentation de la turbidité de l'eau, par la perte de végétation aquatique et par les charges excessives de nutriments et de pesticides (Boucher *et al.*, 2011). Il s'agit donc d'espèces indicatrices de la santé de l'environnement.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

Le méné d'herbe n'est présent que dans l'est de l'Amérique du Nord. Son aire de répartition se limite au bassin versant de l'Atlantique, depuis la portion est du lac Ontario jusqu'au Maine, à l'est, puis jusqu'en Caroline du Sud, au sud (figure 2) (Gilbert, 1980; Jenkins et Burkhead, 1993). La zone d'occupation du méné d'herbe a connu un déclin dans la majeure partie de l'aire de répartition nord-américaine de l'espèce (NatureServe, 2010).

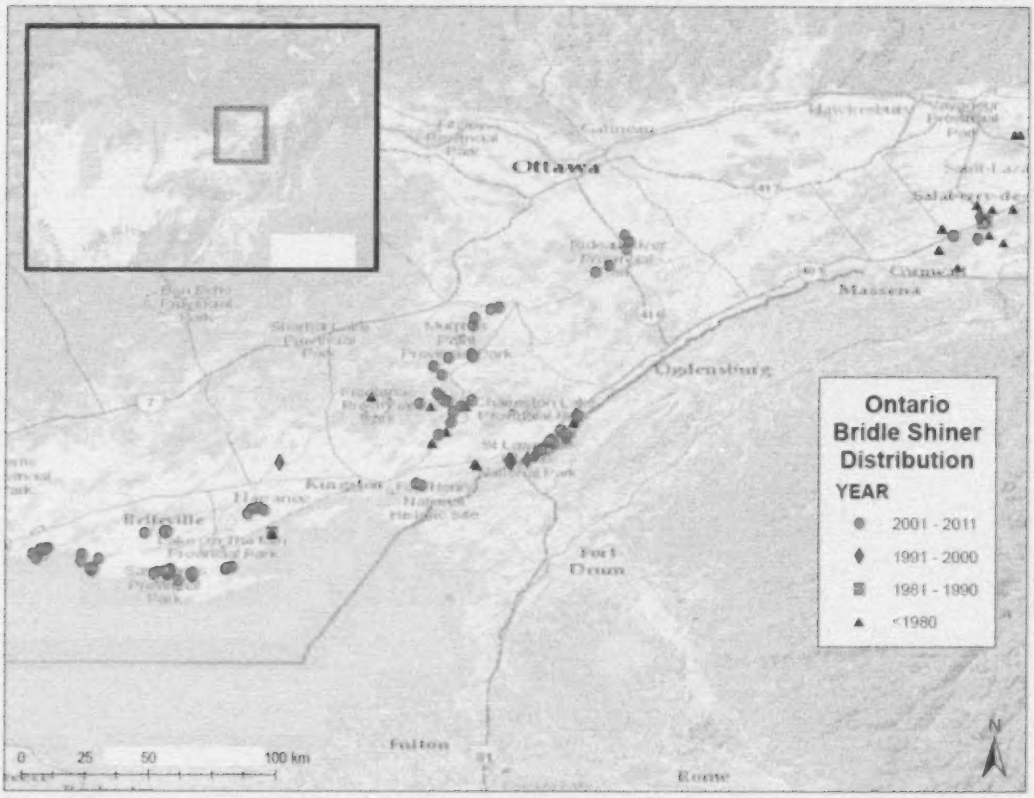


Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Kilometres = Kilomètres

Figure 2. Aire de répartition mondiale du méné d'herbe (d'après Page et Burr, 2011).

Aire de répartition canadienne

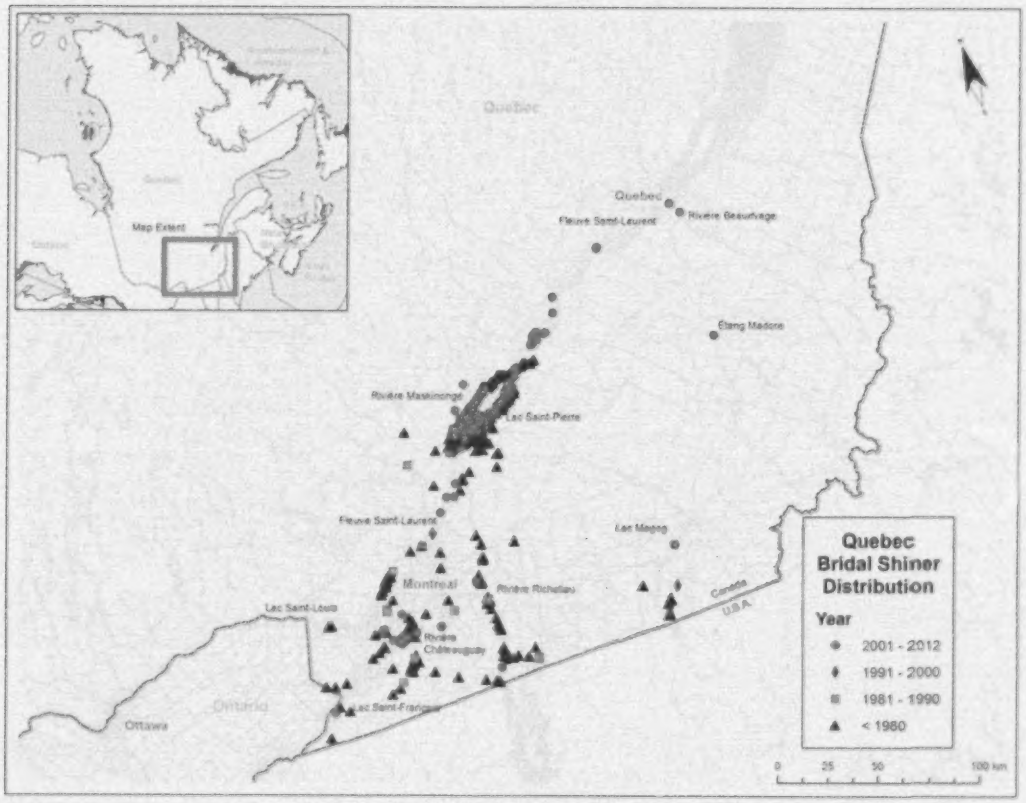
Moins de 5 % de l'aire de répartition mondiale de l'espèce se trouve au Canada. Au Canada, l'espèce se trouve à la limite nordique de son aire de répartition et est limitée à la portion est de l'écozone des Plaines à forêts mixtes (Wiken, 1986; Crossman et Holm, 1997). On trouve l'espèce depuis la baie Wellers, dans le lac Ontario, jusque dans le lac Saint-Pierre, près de Trois-Rivières, au Québec, au nord-est, puis jusqu'au lac Memphrémagog, au sud (figures 3 et 4). Au Québec, on a observé des ménés d'herbe dans le cours principal du fleuve Saint-Laurent, dans le lac des Deux Montagnes, et dans les bassins versants de 7 affluents importants (les rivières Châteauguay, des Prairies, des Mille-Îles, l'Assomption, Yamaska, Richelieu et Saint-François) et de 12 petits affluents (d'ouest en est : rivières Brunson, Beaudette, La Guerre, Saint-Louis, Chamberry, Saint-Jean, aux Pins, Bayonne, la Chaloupe, du Pot-au-Beurre, Yamachiche et Godefroy). En Ontario, on croit que le méné d'herbe est présent dans le comté de Prince Edward, dans le bassin hydrographique de la rivière Rideau et dans le haut Saint-Laurent (figure 3; Boucher *et al.*, 2011).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Ontario Bridle Shiner Distribution = Répartition du méné d'herbe en Ontario
YEAR = ANNÉE
<1980 = < 1980
Fitzroy Provincial Park = Parc pronvincial Fitzroy
Bon Echo Provincial Park = Parc provincial Bon Echo
Sharbot Lake Provincial Park = Parc provincial Sharbot Lake
Frontenac Provincial Park = Parc provincial Frontenac
Rideau River Provincial Park = Parc provincial Rivière Rideau
Voyageur Provincial Park = Parc provincial Voyageur
Fort Henry National Historic Site = Fort Henry – Lieu historique national du Canada
Murphys Point Provincial Park = Parc provincial Murphys Point

Figure 3. Répartition du méné d'herbe en Ontario.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Quebec Bridle Shiner Distribution = Répartition du méné d'herbe au Québec
Year = Année
Map extent = Couverture de la carte
Newfoundland & Labrador = Terre-Neuve-et-Labrador
P.E.I = Î.-P.-É.
New Brunswick = Nouveau-Brunswick
Nova Scotia = Nouvelle-Écosse

Figure 4. Répartition du méné d'herbe au Québec.

L'espèce a été recensée pour la première fois au Québec par Cuerrier *et al.* (1946) dans les régions de Montréal et du lac Saint-Pierre. En Ontario, elle a été capturée pour la première fois en 1928 dans la baie de Quinte, à l'extrémité est du lac Ontario (Hubbs et Brown, 1929). En 1938, les spécimens prélevés par G.C. Toner (Musée royal de l'Ontario [ROM], données inédites) avaient permis d'étendre l'aire de répartition de l'espèce vers le nord-est pour inclure un affluent sans nom du canal Rideau, près de Brewers Mill, et vers l'est pour englober la rivière Gananoque, le tronçon du fleuve Saint-Laurent qui coule près de Gananoque et un affluent du lac Saint-François. Radforth (1944) est d'avis que le *Notropis bifrenatus* s'est répandu en Ontario à partir du refuge de l'Atlantique, soit par le réseau fluvial Mohawk-Hudson, soit par la décharge du lac Champlain. Son occurrence commune dans le cours supérieur du Richelieu donne à penser qu'il aurait emprunté cette dernière voie pour se disperser après les glaciations. Selon Radforth (1944), il se peut que le méné d'herbe ne soit arrivé que récemment en Ontario et que, faute de temps pour se disperser, il n'ait pas encore atteint les limites de son aire de répartition. Cependant, Scott et Crossman (1974) ont prédit que le *Notropis bifrenatus* ne pourrait pas étendre son aire de répartition au Canada en raison des problèmes d'élimination des eaux usées que causent la croissance démographique et l'industrialisation. En 2010, un échantillonnage réalisé par le MPO dans le bassin hydrographique du canal Rideau et dans des plans d'eau du comté de Prince Edward, en Ontario, a substantiellement étendu l'aire de répartition connue de l'espèce (Mandrak, données inédites; figure 3).

La zone d'occurrence de l'espèce pour la dernière décennie est de 38 293 km^2 (données recueillies de 2001 à 2010) ce qui représente un déclin de 28 % par rapport aux données antérieures à 2001. L'indice de zone d'occupation (IZO) est de 640 km^2 (données recueillies de 2001 à 2010), ce qui représente un déclin de 33,6 % par rapport aux données antérieures à 2001. Malheureusement, les données issues des échantillonnages récents dans de nombreux sites historiques du Québec ne sont pas disponibles; ces déclins estimés sont donc probablement exagérés. Par conséquent, nous ne pouvons pas conclure raisonnablement que le déclin réel est supérieur au seuil de 30 % correspondant au statut d'espèce menacée.

Activités de recherche

Au cours des dix dernières années, des échantillonnages visant le méné d'herbe réalisés à l'aide d'engins appropriés ont été menés dans toutes les localités historiques d'Ontario, et dans de nombreuses localités historiques du Québec. D'autres échantillonnages ont également permis de découvrir des individus dans de nombreux nouveaux sites en Ontario. Pour plus de précisions, voir la section **Activités et méthodes d'échantillonnage**.

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

Le méné d'herbe est un poisson d'eaux chaudes qui vit dans les zones calmes des cours d'eau et, à l'occasion, dans les lacs. Il vit sur des substrats meubles de sable, de limon et de détritus. Il préfère les eaux incolores ou modérément colorées et évite les zones troubles (Scott et Crossman, 1974; Smith, 1985; Jenkins et Burkhead, 1993). L'espèce tolère l'eau saumâtre, mais elle supporte mal l'acidité, facteur qui l'empêcherait probablement de se disperser dans les zones du Bouclier canadien qui sont sensibles à l'acidification (Holm *et al.*, 2001).

Au Québec, on observe le méné d'herbe de façon relativement fréquente dans les milieux caractérisés par un courant lent, une végétation aquatique dense et des rives fortement aménagées, le long des nombreuses îles du Saint-Laurent, dans le cours supérieur du Richelieu, et dans la rivière des Mille-Îles. Dans le passé, on a aussi signalé sa présence dans de petits ruisseaux des basses terres du Saint-Laurent et dans quelques petits lacs du Bouclier précambrien.

En Ontario, le méné d'herbe est essentiellement confiné aux eaux calmes de certains ruisseaux et du Saint-Laurent, mais il a déjà été capturé dans des lacs. Dans cette province, l'espèce est habituellement associée aux courants lents et aux macrophytes aquatiques submergés, flottants ou émergents. Le type de substrat ne semble pas être un facteur d'importance cruciale, puisque l'espèce a été recensée sur des lits de détritus organiques, d'argile, de limon, de gravier, de cailloux et de roches. Le méné d'herbe se nourrit à vue; il a donc besoin d'un habitat où la turbidité de l'eau est relativement faible. De 2009 à 2011, le MPO a prélevé des ménés d'herbe dans le cadre de 95 activités d'échantillonnage dans le fleuve Saint-Laurent, en Ontario. Durant ces échantillonnages, l'habitat était caractérisé par les paramètres suivants : conductivité moyenne de 259 µS/m; concentration moyenne d'oxygène dissous de 9,6 mg/l; profondeur moyenne du disque de Secchi de 1,73 m; dominance des substrats de sable (38 % des activités d'échantillonnage), de matière organique (27 %) et de limon (22 %); dominance de la végétation submergée (85 %) principalement de *Chara* spp. (43 %) et de *Vallisneria americana* (29 %) (Mandrak, données inédites).

Selon Harrington (1947), le méné d'herbe fraye parmi des plantes aquatiques submergées (principalement le *Myriophyllum* et le *Chara*, des plantes indigènes qui poussent près d'autres espèces de plantes submergées et flottantes), dans des secteurs où il subsiste une couche d'eau libre de 15 à 46 cm au-dessus de cette végétation. Dans certains cas, la fraye a lieu tard dans la saison, dans des zones relativement stériles (c.-à-d. sans végétation). Les macrophytes aquatiques sont probablement essentiels à l'alevinage, car Smith (1985) a observé que des jeunes nouvellement éclos (5 mm) demeuraient dans la végétation avant de se rassembler en petits bancs. Harrington (1947) a découvert que les jeunes *Notropis bifrenatus* ne quittaient pas la frayère, et qu'ils se retrouvaient parmi des tiges de *Myriophyllum*. Les œufs adhérents sont répandus dans la végétation (Smith, 1985). Les larves sont pourvues de glandes cémentaires qui leur permettent d'adhérer aux plantes (Jenkins et Burkhead, 1993).

Une aire de fraye potentielle dans le lac Saint-Louis et dans le lac Saint-Pierre (au Québec) a été évaluée comme ayant une profondeur de 45 à 120 cm, un substrat fin d'argile, de limon ou de sable, une vitesse de courant de 0 à 15 cm/sec, et une forte densité de végétation submergée (Giguère *et al.*, 2005). L'habitat physique aux sites de capture a été décrit comme présentant un courant lent, une végétation aquatique dense, et un substrat de détritus organiques, d'argile, de limon, de gravier, de cailloux et de roches (Holm *et al.*, 2001).

Tendances en matière d'habitat

Au Québec, les activités agricoles se sont intensifiées au cours des 50 dernières années, ce qui a accru le stress sur les milieux aquatiques (Boucher *et al.*, 2011). Les basses terres du fleuve Saint-Laurent comportent une importante proportion de terres agricoles, et englobent la vaste majorité de l'aire de répartition du méné d'herbe. L'espèce a également été observée dans les bassins versants de cours d'eau faisant partie des plus pollués de la province (c.-à-d. dans les rivières l'Assomption, Richelieu, Saint-François et Yamaska). La qualité de l'eau dans ces rivières est mauvaise et, dans le cas de la rivière Yamaska, très mauvaise. On y observe de fortes concentrations de nutriments (azote, phosphore), de pesticides, de matières en suspension et de matière organique (Simard, 2004; Hudon et Carignan, 2008). Les rivières Richelieu, Yamaska et Saint-François se jettent directement dans la partie supérieure du lac Saint-Pierre, une zone où le méné d'herbe est abondant. On estime que près de 800 000 tonnes (t) de matières en suspension provenant des terres agricoles entrent chaque année dans le lac Saint-Pierre (Hudon et Carignan, 2008). Ces milieux sont également touchés par la pollution provenant des zones industrielles de Montréal. La fermeture de certains établissements ainsi que d'autres mesures prises au cours des 25 dernières années (amélioration du traitement des effluents domestiques et industriels) ont entraîné une réduction des déchets contaminés ainsi qu'une amélioration globale de la santé du fleuve Saint-Laurent (SLV, 2008), mais les charges excessives de nutriments provenant de la plupart des affluents du fleuve Saint-Laurent demeurent une préoccupation majeure en matière de protection de la vie aquatique (Gangbazo *et al.*, 2005; Hudon *et al.*, 2012).

En Ontario, de récentes améliorations quant à la limpidité de l'eau attribuables à la mise en place de mesures de contrôle du phosphore et à la présence des moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) ont entraîné une augmentation de la quantité de végétation aquatique submergée dans la baie de Quinte (Leisti *et al.*, 2006). Il est probable que des améliorations similaires se produisent dans le fleuve Saint-Laurent. La végétation aquatique prospère généralement dans des eaux plus limpides, et c'est ce qui s'est produit dans de nombreuses autres étendues d'eau envahies par la moule zébrée.

Une perte d'habitat a probablement lieu dans les cours d'eau du bassin versant du lac Saint-François (p. ex. ruisseaux Wood, Gunn et Finney) ainsi que dans de nombreux autres petits affluents qui se trouvent dans les basses terres du Saint-Laurent en raison des activités agricoles intensives associées à l'élevage de bovins d'engraissement et laitiers, aux pâturages mixtes et à la culture de maïs et de soya. Les cours d'eau de ces régions ont été canalisés pour irriguer les champs et renferment de fortes charges de pesticides, de nutriments et de sédiments en suspension (M. Eckersley, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario [MRNO], Kemptville, comm. pers., cité dans Holm *et al.*, 2001; Simard, 2004; Gangbazo *et al.*, 2005).

BIOLOGIE

Cycle vital et reproduction

Harrington (1947, 1948a, 1950, 1951) et Smith (1985) ont publié plusieurs rapports de recherche qui décrivent en détail le comportement de fraye du méné d'herbe au New Hampshire et dans l'État de New York. Aucun individu âgé de plus de deux ans n'a été découvert dans les frayères, et les mâles frayaient habituellement durant leur première année de vie. Les femelles pondaient pendant leur première année si elles avaient atteint la longueur standard de 30 mm, mais la majorité d'entre elles frayaient au cours de la seconde année. La fraye a lieu au printemps et en été dans des fosses calmes et près des berges, là où la végétation aquatique est dense. Dans l'État de New York, la fraye commence avant le lever du soleil, et est le plus intense entre 7 h et 14 h (Smith, 1985). Un ou deux mâles poursuivent une femelle et nagent à ses côtés, en frappant souvent leur museau contre ses flancs et son museau avant l'expulsion des œufs et du sperme. La fraye se produit plusieurs fois par jour tout au long de la saison de reproduction lorsque la température de l'eau se situe entre 14 et 26 °C (Smith, 1985; Holm *et al.*, 2010). Au New Hampshire, la saison de reproduction s'étendait de la dernière semaine de mai à la mi-juillet. Dans l'État de New York, elle commençait au début mai et se poursuivait jusqu'en août, mais le gros de l'activité avait lieu à la mi-juin. La durée d'une génération est estimée à 1,3 année chez cette espèce (Froese et Pauly, 2012).

Le nombre d'œufs était de 1 062, dans le cas d'une femelle d'une longueur standard de 34 mm, à 2 110, dans le cas d'une femelle d'une longueur standard de 44 mm. Cependant, il se peut qu'un grand nombre de ces œufs, dont le diamètre allait de 0,2 à 0,8 mm, n'aient pas mûri à temps pour la ponte. L'écart observé dans la taille des œufs indiquerait que la période de fraye peut être longue. Smith (1985) a observé que le diamètre des œufs durcis était d'environ 1,5 mm et que l'éclosion avait lieu au bout d'environ 57 jours à une température d'à peu près 21 °C. Les œufs étaient dispersés dans la végétation, et ils ne bénéficiaient d'aucun soin parental. Les œufs sont adhérents, mais on ignore s'ils se fixent à des plantes (Jenkins et Burkhead, 1993). Les jeunes demeurent à l'abri dans la végétation jusqu'à la fin de l'été, puis se rassemblent en bancs (Smith, 1985; Werner, 2004).

Physiologie et adaptabilité

On sait très peu de choses sur la physiologie et les tolérances du méné d'herbe. D'après les descriptions de Scott et Crossman (1974), de Smith (1985) et de Jenkins et Burkhead (1993), on présume que l'espèce est sensible aux degrés élevés de turbidité. Le méné d'herbe est sensible aux faibles PH, qui pourraient limiter sa répartition dans les bassins hydrographiques du Bouclier canadien (Holm *et al.*, 2001). Au Connecticut, des ménés d'herbe ont été prélevés dans des sites ou l'alcalinité (fourchette de 6 à 177 mEq/l, moyenne = 29 mEq/l; n = 32) et la dureté (fourchette de 13 à 152 mg/l, moyenne = 74 mg/l; n = 14) de l'eau étaient modérées (Whitworth *et al.*, 1968). L'espèce tolère les milieux saumâtres (Jenkins et Burkhead, 1993).

Déplacements et dispersion

Il n'existe aucune donnée sur les déplacements ou la dispersion du méné d'herbe. Il est peu probable que le domaine vital de ce petit poisson dont la capacité de nage est relativement faible soit très vaste.

Relations interspécifiques

Compte tenu de leur petite taille et de leur lenteur, on croit que, là où ils sont abondants les ménés d'herbe sont soumis à une forte prédation par des espèces telles que le grand brochet (*Esox lucius*), le brochet vermiculé et le brochet d'Amérique (*Esox americanus*), le maskinongé (*Esox masquinongy*), le baret (*Morone americana*), l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*), l'achigan à grande bouche (*M. salmoides*), la marigane noire (*Pomoxis nigromaculatus*) et la perchaude (*Perca flavescens*) (Scott et Crossman, 1974). On croit que sa disparition du Maryland est due, en partie, à la prédation par des espèces introduites (achigan à grande bouche, barbue de rivière [*Ictalurus punctatus*] et poisson-chat bleu [*I. furcatus*]) (Kilian *et al.*, 2011)

Aux États-Unis, on croit que le méné d'herbe est l'une des principales sources d'alimentation du brochet maillé (*Esox niger*, Scott et Crossman, 1974), présente dans l'aire de répartition canadienne de l'espèce. Harrington (1951) a observé que, en aquariums, les ménés d'herbe ont mangé la plupart ou la totalité de leurs propres œufs avant que ces derniers n'atteignent le fond de l'eau. Toutefois, on ignore si le nombre d'œufs mangés dans la nature est important.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Des échantillonnages ciblant ou non le méné d'herbe ont été réalisés à l'aide de sennes et d'appareils de pêche à l'électricité. Ces deux méthodes sont jugées appropriées pour l'échantillonnage de cette espèce (Portt *et al.*, 2008). Toutefois, l'effort requis et la détectabilité propres à ces méthodes n'ont pas été comparés pour le méné d'herbe.

Au Québec, le méné d'herbe était le plus abondant dans les chenaux des îles de Sorel et des îles de Berthier (archipel du lac Saint-Pierre), où 5 387 spécimens ont été capturés dans 143 des 294 sites où ont été effectués des échantillonnages de 1970 à 1971 (Massé et Mongeau, 1974). En 1982, les activités d'échantillonnage réalisées dans 27 sites répartis dans 12 affluents de la rive sud du lac Saint-Pierre n'ont pas permis de documenter la présence du méné d'herbe, mais le museau noir, que l'on confond facilement avec le méné d'herbe, a été observé dans 2 de ces sites (MacFarlane et Durocher, 1984). Les activités d'échantillonnage menées dans les mêmes environs du lac Saint-Pierre (en 1995, 2002 et 2007) et dans l'archipel du lac Saint-Pierre (en 1995, 2003 et 2010), ont également permis d'observer un grand nombre de ménés d'herbe, et plus de 6 650 spécimens ont été capturés dans le cadre des relevés réalisés par le Réseau de suivi ichtyologique (RSI), un réseau de surveillance des poissons mis sur pied en 1995 dans ces emplacements (Robitaille, 2005; ministère des Ressources naturelles et de la Faune [MRNF], données inédites). Ces relevés périodiques couvrent environ 115 sites littoraux d'échantillonnage à la senne répartis de façon systématique à chaque kilomètre le long de la rive (voir La Violette *et al.*, 2003 pour une description de la stratégie et des méthodes d'échantillonnage). Des ménés d'herbe ont été capturés dans 40 % des sites. Au cours de cette période de 15 ans, aucune tendance temporelle n'a été observée quant à la moyenne des captures ou à la fréquence de l'occurrence de l'espèce dans ces deux zones. Ces résultats indiquent que le méné d'herbe est toujours bien établi dans le lac Saint-Pierre et son archipel, de même que dans la rivière Maskinongé. Depuis 2001, on a également signalé pour la première fois la présence de ménés d'herbe dans plusieurs sites se trouvant dans le fleuve Saint-Laurent, entre le lac Saint-Pierre et la ville de Québec (Boucher *et al.*, 2011). Par exemple, en 2008, 24 ménés d'herbe ont été capturés dans 8 des 45 sites du RSI.

Le scénario est différent dans d'autres tronçons du fleuve Saint-Laurent, au Québec. Dans le lac Saint-François, la présence de l'espèce a été relevée aux embouchures du ruisseau Brunson, et des rivières La Guerre et Beaudette de 1941 à 1946 ainsi que dans la partie nord-est du lac, en 1968 (Mongeau, 1979a). Aucun méné d'herbe n'a été capturé durant les automnes 1996 et 2004 (respectivement 40 et 65 sites d'échantillonnage à la senne répartis de façon uniforme le long de la rive du lac, au Québec) (MRNF, données du RSI). Toutefois, 30 ménés d'herbe au total ont été capturés dans l'un des 62 sites d'échantillonnage à la senne en 2009 (D. Deschamps, MRNF, données du RSI). Dans le lac Saint-Louis et dans certains de ses petits affluents (rivière Saint-Louis et ruisseaux Chamberry et Saint-Jean), quelques ménés d'herbe ont été recueillis en 1941, 1942 et 1965, et de 1968 à 1973. Seulement un spécimen a été capturé lors des relevés réalisés par le RSI en 1997. Aucun méné d'herbe n'a été capturé dans les 46 sites échantillonnés à la senne en 1997, et dans les 100 sites échantillonnés en 2005 (Robitaille, 2005), mais un total de 130 individus a été signalé dans 18 des 99 sites échantillonnés en 2011.

L'occurrence et l'abondance du méné d'herbe sont probablement aussi en déclin dans les bassins versant de la plupart des affluents importants du fleuve Saint-Laurent, au Québec, là où l'espèce a été observée dans le passé. Dans le bassin de la Yamaska, l'espèce n'a été trouvée que dans la partie inférieure. Sur 210 traits de senne effectués de 1963 à 1971, 12 ont produit des ménés d'herbe (Mongeau, 1979b). En 1995, lors d'un relevé réalisé à l'aide d'appareils de pêche électrique dans 39 sites du bassin de la Yamaska, aucun méné d'herbe n'a été capturé (y compris dans 4 sites comportant des mentions historiques) (La Violette, 1997). Toutefois, 16 individus ont été capturés le 22 août 1989 dans la rivière Yamaska près de sa confluence avec le lac Saint-Pierre (ROM 57019). Signalée pour la première fois en 1941 dans la rivière Pot-au-Beurre, un petit affluent de la Yamaska, près de sa décharge dans le lac Saint-Pierre, sa présence a aussi été confirmée en 1987 (13 spécimens dans 1 site d'échantillonnage à la senne), en 1995 (1 966 spécimens dans 116 sites d'échantillonnage à la senne), et en 1997 (156 spécimens dans 52 sites) (Holm *et al.*, 2001).

Les populations de ménés d'herbe semblent avoir diminué dans le bassin hydrographique de la rivière Châteauguay, où l'espèce a été observée pour la première fois en 1941. On l'a principalement observée dans la partie inférieure du bassin en 1968, et les activités d'échantillonnage menées de 1975 à 1976 ont permis de documenter sa présence dans 21 des 217 traits de senne réalisés dans ce bassin. Toutefois, en 1993 et en 2006, lors d'un recensement par pêche électrique couvrant 21 sites, le MRNF n'a capturé aucun spécimen (La Violette et Richard, 1996; Boucher *et al.*, 2011).

L'espèce a été capturée dans les années 1940 dans la rivière Saint-François, mais sa présence n'a pas été signalée par Mongeau et ses collègues dans les années 1960 et 1970 (Mongeau et Legendre, 1976). De manière similaire, les échantillonnages intensifs réalisés dans la rivière en 1991 (26 sites; Richard, 1996), en 1998 (13 sites; Kovacs *et al.*, 2002) et en 2002 (17 sites; Yvon Richard, ministère du Développement durable, de l'Environnement, et des Parcs [MDDEP], données inédites) n'ont pas permis de capturer des ménés d'herbe.

De 1965 à 1970, l'espèce a souvent été relevée dans le bassin versant de la rivière Richelieu, où elle a été observée dans 98 sites sur 623 (Mongeau, 1979c). L'espèce a été signalée pour la première fois dans la portion supérieure de ce bassin versant en 1941 (rivière Lacolle), près de la frontière entre le Canada et les États-Unis. La même année, on l'a aussi signalé dans la rivière aux Brochets, près de la décharge dans la baie Missisquoi (lac Champlain). Les relevés systématiques réalisés dans cette rivière dans les années 1970 n'ont pas permis de capturer des individus (Mongeau, 1979c), mais, durant le printemps 1990, six ménés d,herbe ont été capturés dans la baie Missisquoi près de son embouchure (Holm *et al.*, 2001). Aucun individu n'a été signalé dans les 27 sites d'échantillonnage à la senne de 2003 (Bilodeau *et al.*, 2004) et dans les 26 sites échantillonnés à la senne en 2012 dans la baie Missisquoi. En 1989, le ROM a capturé six individus le cours supérieur du Richelieu, près de la frontière entre le Canada et les États-Unis (dépôt no 5518 du ROM). Dans la même région, en 1995, un spécimen a été capturé dans l'un des 21 sites d'échantillonnage à l'aide d'appareils de pêche électrique (Saint-Jacques et Richard, 1997), et 2 ont été capturés en 2012 dans l'un des 36 sites échantillonnés à la senne (données du RSI).

Dans le cours inférieur du Richelieu, entre Chambly et Saint-Marc, 27 spécimens ont été prélevés en août 1970 (dans 49 traits de senne). En 1993, aucun méné d'herbe n'a été capturé au cours d'un relevé réalisé en août et en septembre (129 traits de senne) (Jean Leclerc, données inédites *in* Holm *et al.*, 2001). Un relevé à la senne, répété systématiquement de 1997 à 1999, en 2001, en 2003, en 2004, et de 2006 à 2012 dans le cours inférieur de la rivière (près de Saint-Marc-sur-Richelieu, en amont du barrage de Saint-Ours) comptant au moins 40 sites d'échantillonnage à la senne n'a pas permis de capturer des ménés d'herbe (Nathalie Vachon, MRNF, données inédites; voir Vachon, 2007 pour une description de la méthode d'échantillonnage). En 2012, 2 ménés d'herbe ont été capturés dans le cours inférieur de la rivière Richelieu, en aval du barrage de Saint-Ours et près de sa confluence avec le lac Saint-Pierre (Nathalie Vachon, MRNF, données inédites).

La capture de ménés d'herbe dans le bassin du lac Memphrémagog, signalée pour la première fois en 1964, a été confirmée en 1999 par Desroches *et al.* (2008). Au cours de la même année, ces auteurs ont aussi observé la présence de l'espèce dans le lac Magog, également dans la partie supérieure du bassin versant de la rivière Saint-François.

La présence du méné d'herbe dans le lac Saint-Paul (bassin versant de la rivière Godefroy), près de la décharge du lac Saint-Pierre dans le fleuve Saint-Laurent, a été signalée en 1964 (Holm *et al.*, 2001).

En Ontario, tous les sites où le méné d'herbe a été observé dans le passé sont échantillonnés de nouveau depuis 1999, et l'espèce est aussi observée dans de nouveaux sites depuis 2001.

En 1994, le ROM a réalisé un relevé dans 13 sites d'échantillonnage se trouvant dans l'aire de répartition ontarienne de l'espèce. Le méné d'herbe avait déjà été observé dans 7 de ces sites. L'espèce n'a été capturée que dans 3 sites sur 13, et elle représentait environ 4 à 24 % (moyenne de 6,6 %) des prises dans ces 3 sites.

En 1999, le MRNO a échantillonné à la senne trois sites historiques (Brewers Mills, lac Leo, ruisseau Morton) et deux sites présentant un habitat propice pour l'espèce (lac Gananoque, fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Halsteads Bay) à l'aide de sennes, et n'a capturé aucun méné d'herbe. Toutefois, des ménés d'herbe ont été capturés à la hauteur du pont international Rift dans le fleuve Saint-Laurent, près d'une localité connue (île Hill) (Dextrase, 1999).

De 2004 à 2010, le MPO a réalisé de nombreux relevés dans l'aire de répartition du méné d'herbe dans l'est de l'Ontario à l'aide de divers engins (sennes à mailles fines, sennes de bord, appareils de pêche électrique portables et de bord, palangres à mailles fines) et selon différentes unités d'effort (figure 3) (Mandrak *et al.*, 2006; Mandrak, données inédites).

En 2004, le MPO a capturé 34 espèces, y compris de nombreuses espèces de ménés dans 16 sites échantillonnés dans le lac Saint-François, 31 espèces dans 8 sites dans le fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Cornwall, 30 espèces dans 4 sites dans le fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Maitland en août et en novembre à l'aide d'appareils de pêche électrique de bord (350 minutes, 260 minutes et 85 minutes respectivement). Bien que de nombreuses espèces de ménés aient été capturées dans ces sites, aucun méné d'herbe n'a été capturé (Mandrak, données inédites).

En 2005, le MPO a capturé un seul méné d'herbe dans l'un des 5 sites d'échantillonnage du lac Big Rideau, une nouvelle localité, et 8 spécimens dans 2 des 14 sites échantillonnés dans l'aire de répartition connue de l'espèce dans le fleuve Saint-Laurent (figure 3; Mandrak *et al.*, 2006).

En 2009, le MPO a capturé à la senne des ménés d'herbe dans la baie Thompson (60 spécimens), à Eastview (19), et aux embouchures des ruisseaux Jones (2) et Morton (2) dans son aire de répartition connue, dans le fleuve Saint-Laurent. De façon plus significative, 28 ménés d'herbe ont été capturés dans le lac West, dans le comté de Prince Edward, en Ontario, ce qui étend son aire de répartition connue de façon substantielle vers l'ouest dans le bassin versant du lac Ontario (figure 3; Mandrak, données inédites).

En 2010, le MPO a capturé 66 ménés d'herbe dans le lac West, et en a aussi capturé dans plusieurs autres nouvelles localités dans le comté de Prince Edward, notamment dans la rivière Black (22 spécimens), dans le lac East (84) et dans la baie Hay (520). De façon plus significative, des ménés d'herbe ont été capturés dans deux baies du lac Ontario, au nord-ouest du lac West : la baie Big (27 spécimens) et la baie Wellers (72) ce qui étend l'aire de répartition connue de l'espèce encore plus vers l'ouest (figure 3; Mandrak, données inédites).

En 2010, le MPO a aussi capturé à la senne des ménés d'herbe dans le bassin hydrographique de la rivière Rideau, notamment dans les lacs Big Rideau (19 dans 5 sites), Cranberry (19 dans 1 site), Opinicon (14 dans 2 sites), Little Cranberry (31 dans 1 site), Newboro (1 dans 1 site), Lower Rideau (13 dans 2 sites), Sand (9 dans 3 sites), Upper Rideau (8 dans 1 site) et Whitefish (10 dans 2 sites). Vingt-trois ménés d'herbe ont aussi été capturés dans 4 sites de la rivière Rideau, de la sortie du drain Murphy en allant vers le nord, jusqu'à l'embouchure du ruisseau Cranberry (figure 3; Mandrak, données inédites).

En 2007, un relevé visant des espèces de poissons en péril réalisé dans 30 sites dans le réseau hydrographique de la rivière Rideau, depuis le lac Opinicon, au sud, jusqu'au lac Dows, à Ottawa, au nord (Mapleston *et al.*, 2007). Quatre différents engins ont été utilisés (sennes, appareils de pêche électrique portables, verveux, parcs en filet), et 28 espèces de poissons ont été capturées. Toutefois, aucun méné d'herbe n'a été identifié. En 2008, on a répété le relevé dans 41 sites, y compris dans certains des sites de 2007 et dans des sites additionnels situés entre Smiths Falls et Kingston (Hair et Cooke, 2009). Vingt-huit espèces de poissons ont été prélevées. Toutefois, aucun méné d'herbe n'a été identifié. En 2009, on a répété le relevé dans 67 sites entre Smiths Falls et Kingston, et 37 espèces de poissons ont été prélevées. Toutefois, aucun méné d'herbe n'a été identifié (Colotelo et Cooke, 2010).

En 2008 et 2009, l'Office de protection de la nature de la région de Raisin a échantillonné 24 sites historiques. Ces sites étaient répartis dans 6 cours d'eau (rivière Raisin; ruisseaux Finney, Fraser, Gunn, Sutherland et Wood) se trouvant sur son territoire. L'échantillonnage a été réalisé à l'aide de divers engins (sennes, pièges Windermere, appareils de pêche électrique portables et de bord), mais il n'a pas permis de capturer des ménés d'herbe (Jacobs, 2009, 2010). En 2010, l'Office de protection de la nature de la région de Raisin a capturé 5 ménés d'herbe à un endroit dans le ruisseau Finney (Jacobs, 2011).

Abondance

Il n'existe aucune estimation de l'effectif des populations de ménés d'herbe au Canada. En 2010, le MPO a effectué des échantillonnages ciblés dans de nombreux sites historiques du méné d'herbe en Ontario et dans l'ensemble du bassin hydrographique de la rivière Rideau au moyen de sennes à mailles fines et en effectuant au moins trois traits de senne. Dans les endroits où on a trouvé des individus de l'espèce, cinq traits de senne ont été entrepris à tout le moins afin d'estimer la taille des populations en appliquant une méthode d'épuisement. Malheureusement, dans toutes les localités où l'espèce a été prise, on ne l'a pas capturée en nombre suffisant pour pouvoir estimer la taille des populations (N. Mandrak, données inédites).

Fluctuations et tendances

L'absence d'échantillonnage récent dans certaines rivières pour lesquelles il existe des données historiques rend difficile l'évaluation des tendances en matière de répartition. Le méné d'herbe est souvent confondu avec le museau noir (*N. heterolepis*) et avec d'autres ménés portant une bande noire avec lesquels il cohabite souvent, et des erreurs d'identification ont souvent eu lieu, entraînant des estimations peu précises de l'abondance du méné d'herbe. Les tendances des populations de ménés d'herbe au Canada sont difficiles à établir, en partie parce que l'espèce est difficile à identifier (Boucher *et al.*, 2011).

Au Canada, les données recueillies laissent croire que l'effectif connaît un déclin dans plusieurs réseaux fluviaux, notamment dans les rivières Yamaska, Saint-François, Richelieu et Châteauguay, et dans le fleuve Saint-Laurent (lac Saint-Louis et lac Saint-François). Rien ne semble indiquer un déclin dans les eaux du Saint-Laurent qui ont récemment fait l'objet d'un relevé (lac Saint-Pierre et région des Mille-Îles). Ce n'est que récemment que l'espèce a été abondamment trouvée un peu partout dans le comté de Prince Edward et dans le bassin hydrographique de la rivière Rideau, en Ontario. On ignore si ces populations nouvellement trouvées correspondent à une augmentation récente de la superficie de l'aire de répartition ou s'il s'agit de populations existantes dont les effectifs ont augmenté à des niveaux détectables, ou d'individus qui n'avaient pas été identifiés auparavant.

Page et Burr (2011) précisent pour leur part que l'espèce, quoique relativement commune, connaît un déclin dans certains secteurs de son aire de répartition aux États-Unis. Jenkins et Burkhead (1993) ont fait état de plusieurs endroits aux États-Unis où les populations de ménés d'herbe ont connu un déclin ou ont disparu. Ils considèrent que la population de la rivière Neuse, en Caroline du Nord, a probablement disparu. En Virginie, certaines populations sont déjà disparues ou sont sur le point de disparaître. L'aire de répartition de l'espèce a beaucoup diminué au Massachusetts, au New Jersey, en Pennsylvanie et au Maryland. Kilian *et al.* (2011) considèrent que le méné d'herbe est disparu du Maryland en se fondant sur l'absence de spécimens prélevés depuis 1984 malgré un échantillonnage ciblé intensif au moyen de sennes et d'appareils de pêche électrique. Cooper (1983) précise que le méné d'herbe était autrefois abondant dans l'est de la Pennsylvanie, mais que les captures sont aujourd'hui rares et qu'elles se limitent au bassin hydrographique de la rivière Delaware. De plus, l'espèce n'a été observée récemment que dans 1 des 31 sites historiques de Pennsylvanie et dans un petit pourcentage de plusieurs dizaines de sites historiques du Massachusetts (NatureServe, 2010).

Immigration de source externe

On a attribué la cote S5 (non en péril) aux populations de ménés d'herbe de l'État de New York, où on l'observe près des rives méridionales de l'est du lac Ontario et dans le fleuve Saint-Laurent (Smith, 1985). La dispersion naturelle depuis le fleuve Saint-Laurent jusque dans l'aire de répartition ontarienne est possible, mais probablement limitée par la petite taille de l'espèce. On a attribué au méné d'herbe la cote S1 au Vermont (NatureServe, 2013). Par conséquent, la dispersion naturelle de l'espèce depuis les États-Unis jusque dans son aire de répartition au Québec est très peu probable.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Le méné d'herbe est vulnérable à la dégradation de son habitat et à la piètre qualité de l'eau, qui sont souvent des conséquences du remblayage des milieux humides, de la canalisation, de l'eutrophisation, de l'apport de sédiments et de l'augmentation de la turbidité, facteurs qui sont tous probablement responsables du déclin de l'espèce dans l'ensemble de son aire de répartition. Kilian *et al.* (2011) ont attribué, en partie, la disparition de l'espèce au Maryland au déclin de la qualité de l'eau. Une grande partie de ces menaces est associée aux pratiques agricoles intensives, plus précisément à la culture du maïs et du soya, qui ont connu une importante expansion dans le sud du Québec depuis 1970. L'utilisation excessive d'engrais, le principal effet de la culture du maïs et du soya, nuit particulièrement à l'habitat du poisson et eutrophise les plans d'eau (Vachon, 2003; MDDEP, 2007). On estime que près de 800 000 t de matières en suspension provenant des terres agricoles entrent dans le lac Saint-Pierre (Hudon et Carignan, 2008). On a estimé que plus de 40 % des eaux du lac Saint-Pierre dépassaient les seuils provinciaux en matière de qualité de l'eau pour le phosphore (> 30 µg P/l) (Hudon et Carignan, 2008).

Récemment, le remplacement des macrophytes aquatiques et des chlorophytes filamenteuses par des lits benthiques de cyanobactéries filamenteuses dans une vaste zone de la rive sud, associé aux charges de nutriments excessives provenant des affluents du lac Saint-Pierre, a entraîné une diminution de la complexité tridimensionnelle de la structure de l'habitat de la disponibilité d'invertébrés pour les poissons (Hudon *et al.* 2012).

À l'exception du fleuve Saint-Laurent, de la rivière Rideau et du lac Ontario, la plupart des secteurs où le méné d'herbe a été recensé sont marqués par de graves problèmes de sédimentation et d'eutrophisation. La sédimentation excessive peut souvent étouffer les œufs déposés, réduire l'oxygène disponible dans le substrat et limiter l'abondance de nourriture (Holm et Mandrak, 1996). En Ontario, les cours d'eau touchés par le développement agricole se trouvent dans le bassin hydrographique du lac Saint-François, région connue pour l'élevage de bovins d'engraissement et de bovins laitiers ainsi que pour la culture de maïs et de pâturages mixtes. Les cours d'eau de cette région (p. ex. les ruisseaux Wood, Gunn et Finney) ont été canalisés pour irriguer les champs et renferment de fortes charges de pesticides, de nutriments et de sédiments (Jacobs, 2010; M. Eckersley, MRNO, Kemptville, comm. pers., cité dans Holm *et al.*, 2001).

L'augmentation de la turbidité de l'eau empêche l'espèce de repérer sa nourriture et nuit à la croissance des plantes submergées qui lui servent à s'alimenter, à frayer et à s'abriter (Jenkins et Burkhead, 1993). Le remblayage des milieux humides et l'enlèvement de la végétation aquatique ont probablement aussi des effets négatifs sur les populations de ménés d'herbe. La composition des communautés de macrophytes aquatiques représente sans doute un facteur important dans le choix des aires propices de fraye et d'alimentation. L'espèce préfère se reproduire au-dessus de plantes aquatiques telles que le myriophylle (*Myriophyllum*) et le *Chara* (Harrington, 1947). La présence d'une masse d'eau claire au-dessus de la végétation submergée joue probablement un rôle important dans les activités de fraye (Harrington, 1947). Ainsi, les plantes qui tendent à pousser jusqu'à la surface avant le moment de la fraye du méné d'herbe auront un effet négatif sur le succès de la reproduction. Dans plusieurs lacs du Wisconsin, le déclin des populations de mentons noirs et de museaux noirs, deux espèces étroitement apparentées au méné d'herbe, est attribué à la prolifération du myriophylle en épi (*M. spicatum*), une plante exotique provenant d'Eurasie (Lyons, 1989). Cette plante pourrait nuire à la reproduction du méné d'herbe (Sabo, 2000). Kilian *et al.* (2011) ont avancé que le myriophylle en épi ainsi qu'une autre espèce envahissante, l'*Hydrilla verticillata*, avaient fait diminuer la quantité de végétation aquatique indigène nécessaire à la reproduction de l'espèce au Maryland, d'où le méné d'herbe est considéré comme disparu. Le myriophylle en épi a été observé dans le lac Ontario et dans le fleuve Saint-Laurent, et est largement répandu dans l'est de l'Ontario (Keast, 1984; Makkay *et al.*, 2008), mais l'*Hydrilla verticillata* n'a pas encore été observée au Canada (www.invadingspecies.org, consulté le 22 octobre 2012). Le myriophylle en épi et une autre plante envahissante, l'hydrocharide grenouillette (*Hydrocharis morsus-ranae*), ont été observées dans le ruisseau Finney (Jacobs, 2010), où cinq ménés d'herbe ont été capturés en 2011

(Jacobs, 2011). L'hydrocharide grenouillette forme des lits denses à la surface de l'eau et pourrait éliminer la zone d'eau libre au-dessus de la végétation submergée que le méné d'herbe privilégie lors de la fraye (Jacobs, 2010). Dans les États de la Nouvelle-Angleterre, des prédateurs envahissants (p. ex. *Micropterus* spp.) ont éliminé des populations de ménés d'herbe dans des lacs et des étangs où la végétation avait été enlevée (Sabo, 2000).

Les effets de l'introduction d'espèces exotiques telles que la carpe commune (*Cyprinus carpio*), la moule zébrée et le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) sur le méné d'herbe sont inconnus. La carpe commune, que l'on trouve dans l'ensemble de l'aire de répartition canadienne du méné d'herbe, déracine les macrophytes aquatiques essentiels et accroît la turbidité de l'eau, ce qui nuit probablement au méné d'herbe. La moule zébrée, qui se nourrit par filtration, est très répandue dans les Grands Lacs et dans le cours principal du fleuve Saint-Laurent, et pourrait avoir des effets bénéfiques pour le méné d'herbe, car elle accroît la limpidité de l'eau, permettant ainsi à plus de lumière d'y pénétrer et favorisant par conséquent la croissance des macrophytes aquatiques (Boucher *et al.*, 2011). Le gobie à taches noires, introduit en 1990, est maintenant très répandu dans les Grands Lacs et dans le cours principal du fleuve Saint-Laurent, et est bien intégré à la chaîne alimentaire (Reyjol *et al.*, 2010; Taraborelli *et al.*, 2010). On a observé que l'effectif des populations de chabots tachetés (*Cottus bairdii*), de raseux-de terre (*Etheostoma nigrum*) et de fouille-roches (*Percina caprodes*) a décliné drastiquement à la suite de la colonisation des Grands Lacs par le gobie à taches noires. Les effets négatifs du gobie à taches noires sont notamment liés à son comportement agressif de quête de nourriture et d'occupation du territoire, et à un ensemble de caractères biologiques qui favorisent le succès de la colonisation (régime alimentaire diversifié, multiples périodes de fraye et soins prodigués à la progéniture) (Corkum *et al.*, 2004). Le gobie à taches noires se nourrit aussi probablement des œufs et des alevins d'espèces indigènes (Steinhart *et al.*, 2004), ce qui entraîne l'échec du recrutement dans certains cas. Il est probable que d'importants changements se produisent en ce qui concerne les voies de transfert des nutriments et des contaminants dans le réseau des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (Vanderploeg *et al.*, 2002). Toutefois, la façon dont le gobie à taches noires peut affecter le méné d'herbe demeure imprécise.

Les changements climatiques pourraient être responsables d'une réduction de 20 à 40 % du débit moyen du fleuve Saint-Laurent au cours des 50 prochaines années, et pourraient entraîner une diminution de plus de 1 m des niveaux d'eau actuels (SLV, 2000, 2007). Cette réduction drastique des niveaux d'eau réduira le nombre de zones peu profondes occupées par les macrophytes aquatiques, limitant la zone d'eau libre entre le sommet de la végétation et la surface de l'eau, laquelle est nécessaire à la fraye. Ces effets pourraient nuire aux populations de ménés d'herbe, en particulier dans le lac Saint-Pierre et dans son archipel, où l'espèce est abondante (Robitaille, 2005).

Une évaluation récente des effets projetés des changements climatiques sur les assemblages de poissons vivant dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs inférieurs ont révélé que le méné camus (une espèce similaire qui cohabite avec le méné d'herbe) était très vulnérable aux changements provoqués par le climat dans les milieux humides côtiers et les milieux riverains en raison de la perte de végétation aquatique (Doka *et al.*, 2006). Le méné camus a été classé au sixième rang des espèces les plus vulnérables sur 99 espèces évaluées. Compte tenu de la similarité des deux espèces, on croit que le méné d'herbe pourrait être tout aussi sensible que le méné camus aux effets des changements climatiques.

Les répercussions de l'industrie de la pêche aux poissons appâts ne sont pas bien connues au Québec et en Ontario. À l'automne 2005, au Québec, plus de 60 ménés d'herbe, sur un total de 41 500 poissons, ont été prélevés durant une étude portant sur les poissons appâts (Boucher *et al.*, 2006). La plupart des ménés d'herbe ont été capturés dans le lac Saint-Pierre, où l'espèce était considérée comme abondante. Toutefois, Boucher *et al.* (2006) ont conclu que ce niveau de capture ne mettrait pas en danger la population de ménés d'herbe du lac. Les observations de l'industrie de la pêche aux poissons appâts au printemps et à l'été 2007 indiquaient que la pêche automnale était la plus susceptible de permettre de capturer l'espèce (Garceau *et al.*, sous presse). En outre, le Québec prévoit interdire l'utilisation de poissons appâts durant l'été pour limiter les effets potentiels de la pêche aux poissons appâts. Le méné d'herbe ne peut pas être pêché légalement comme poisson-appât en Ontario (MRNO, 2010). Cependant, les captures accidentelles dans le cadre de la pêche commerciale aux poissons appâts constituent une menace potentielle.

L'évaluation des menaces dans le plan national de gestion du méné d'herbe indiquait que le niveau global de préoccupation était élevé en ce qui concerne les menaces suivantes : pollution agricole, pollution urbaine et industrielle, enlèvement/destruction de la végétation riveraine, fluctuation à grande échelle des niveaux d'eau, et changements climatiques (Boucher *et al.*, 2011; tableau 1).

Tableau 1. Menaces pesant sur les populations de méné d'herbe au Canada, classées en fonction du degré global de préoccupation qu'elles suscitent, du plus élevé au plus faible (il est possible que la gravité et le degré de préoccupation varient dans certaines localités). D'après Boucher *et al.*, 2011.

Catégorie de menace	Ampleur (étendue/localisée)	Occurrence (actuelle/imminente)	Fréquence (saisonnière/continue)	Certitude causale (élevée, modérée, faible)	Gravité (élevée, modérée, faible)	Degré de préoccupation dans l'ensemble (élevé, modéré, faible)	Stress
Pollution agricole	Étendue	Actuelle	Continue	Modérée	Élevée	Élevée	▪ Mortalité accrue ▪ Production réduite ▪ Ressources disponibles réduites ▪ Modification ou perte de la qualité de l'habitat
Pollution urbaine et industrielle	Étendue	Actuelle	Continue	Modérée	Élevée	Élevée	▪ Mortalité accrue ▪ Production réduite ▪ Faible succès de reproduction ▪ Changements physiologiques ▪ Changements comportementaux
Perte ou destruction de la végétation riveraine	Étendue	Actuelle	Continue	Modérée	Élevée	Élevée	▪ Abondance réduite ▪ Ressources disponibles réduites ▪ Sédimentation et turbidité accrues
Fluctuation à grande échelle des niveaux d'eau	Étendue	Actuelle/ Imminente	Continue	Modérée	Élevée	Élevée	▪ Ressources disponibles réduites ▪ Modification ou perte de l'habitat
Changements climatiques	Étendue	Imminente	Continue	Modérée	Élevée	Élevée	▪ Abondance réduite ▪ Modification ou perte de l'habitat
Modification locale de régimes d'écoulement naturels	Étendue	Actuelle	Continue	Modérée	Modérée	Modérée	▪ Ressources disponibles réduites ▪ Modification ou perte de l'habitat
Enlèvement/destruction de la végétation aquatique	Localisée	Actuelle	Continue	Modérée	Élevée	Modérée	▪ Faible succès de reproduction ▪ Ressources disponibles réduites
Propagation d'espèces exotiques et de maladies	Étendue	Actuelle	Continue	Faible	Modérée /Inconnu	Modérée	▪ Abondance réduite ▪ Modification ou perte de l'habitat
Pêche commerciale aux poissons appâts	Localisée	Actuelle	Saisonnière	Modérée	Modérée /Faible	Faible	▪ Abondance réduite

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Le méné d'herbe est désigné « espèce préoccupante » aux termes de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du gouvernement fédéral, qui la protège depuis juin 2003. En Ontario, le méné d'herbe est désigné « espèce préoccupante » aux termes de la *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition*. La LEP et la *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition* ne protègent pas précisément les espèces préoccupantes. Au Québec, le méné d'herbe est désigné « vulnérable » aux termes de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables*.

Statuts et classements non juridiques

Le méné d'herbe est considéré « vulnérable » (G3; dernière évaluation en 2007) à l'échelle mondiale et à l'échelle nationale au Canada (N3) et aux États-Unis (N3) (NatureServe, 2013). L'American Fisheries Society considère le méné d'herbe comme « vulnérable » (Jelks *et al.*, 2008). On lui attribue les cotes S2 en Ontario, et S3 au Québec. L'espèce est considérée « préoccupante » par le COSEPAC et par le Comité de détermination du statut des espèces en péril en Ontario (NHIC, 2010).

Voici le classement de NatureServe (2013) pour différents États des États-Unis : Connecticut (S3), Delaware (S1), district de Columbia (SH), Maine (S2), Maryland (SH), Massachusetts (S3), New Hampshire (S2), New Jersey (S4), New York (S5), Caroline du Nord (S1), Pennsylvanie (S1), Rhode Island (S5), Caroline du Sud (SNR), Vermont (S1?), Virginie (S2).

Protection et propriété de l'habitat

La *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral constituait historiquement le plus important texte de loi protégeant le méné d'herbe et son habitat au Canada. Toutefois, les récentes modifications à la *Loi sur les pêches* ont grandement modifié le degré de protection de l'espèce, et il n'est pas clair pour le moment si la *Loi sur les pêches* continuera de protéger le méné d'herbe.

L'habitat du méné d'herbe dans le Parc national du Canada des Îles-du-Saint-Laurent est protégé aux termes de la *Loi sur les parcs nationaux du Canada*, administrée par l'Agence Parcs Canada. De manière similaire, les milieux abritant l'espèce dans le bassin de la rivière Rideau sont protégés aux termes du *Règlement sur les canaux historiques* (pris en application de la *Loi sur le ministère des Transports*). L'habitat de l'espèce dans les parcs provinciaux Murphys Point, Presqu'île, Rivière Rideau et Sandbanks est protégé aux termes de la *Loi de 2006 sur les parcs provinciaux et les réserves de conservation* de l'Ontario.

L'habitat du méné d'herbe est protégé par trois lois québécoises. Le chapitre IV.1 portant sur les habitats fauniques de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* protège l'habitat du poisson sur les terres publiques du Québec. Aux termes des articles 128.1 à 128.18, toute activité susceptible de modifier un élément biologique, physique ou chimique propre à l'habitat du poisson est interdite, sauf dans le cas des exceptions mentionnées dans les règlements. Au Québec, le méné d'herbe est considéré « vulnérable » aux termes de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables*, laquelle renferme des dispositions supplémentaires sur la protection de l'habitat des espèces menacées ou vulnérables. De plus, la *Loi sur la qualité de l'environnement* protège l'habitat du poisson en interdisant le rejet ou l'émission dans l'environnement de tout contaminant susceptible de porter préjudice à la faune au-delà de la quantité ou de la concentration prévue par les règlements, que ce soit sur des terres privées ou publiques. La *Loi sur la qualité de l'environnement* régit aussi l'élaboration et la mise en œuvre de la Politique de protection des rives du littoral et des plaines inondables, qui vise la protection des lacs et des cours d'eau. Cette politique établit des normes minimales qui doivent, aux termes de la *Loi sur l'aménagement et l'urbanisme*, être adaptées dans les plans de développement des municipalités régionales. Par ailleurs, aux termes du *Règlement sur les exploitations agricoles* pris en application de la *Loi sur la qualité de l'environnement*, à l'exception des traverses à gué, il est interdit depuis le 1er avril 2005 de laisser les animaux accéder librement aux plans d'eau et à leur bande riveraine, et l'épandage d'engrais est réglementé.

En Ontario, la législation susceptible de protéger l'habitat de l'espèce comprend la *Loi sur la protection de l'environnement*, la *Loi sur les évaluations environnementales*, la *Loi de 1997 sur la protection du poisson et de la faune*, la *Loi sur l'aménagement du territoire* et la *Loi sur les ressources en eau de l'Ontario*. En Ontario, les milieux aquatiques qui se trouvent sur des territoires réglementés par un office de protection de la nature sont protégés, aux termes de la *Loi sur les offices de protection de la nature*, du remblayage des milieux humides, de l'aménagement des rives et des travaux réalisés dans les plaines d'inondation.

La LEP et la *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition* ne protègent pas précisément l'habitat des espèces préoccupantes. Là où les aires de répartition du méné d'herbe et du méné camus se chevauchent, la désignation de l'habitat essentiel du méné camus pourrait protéger en même temps une partie de l'habitat du méné d'herbe. L'habitat essentiel du méné camus chevauche l'habitat du méné d'herbe dans la baie Wellers, dans les lacs West et East, et dans le fleuve Saint-Laurent, dans les environs du Parc national du Canada des Îles-du-Saint-Laurent (Edwards *et al.*, 2012).

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Les experts suivants ont été contactés et ont fourni des réponses : Musée canadien de la nature; Ville d'Ottawa; Centre d'information sur le patrimoine naturel du MRNO; MRNO, Glenora; MRNO, Kemptville; MRNO, Peterborough; MRNF; Isabelle Gauthier et Marc-Antoine Couillard, du MDDEP du Québec; Parcs Canada; Office de protection de la nature de Quinte; Office de protection de la nature de la région de Raisin; Office de protection de la nature de la vallée de la Rideau; Office de protection de la nature de la région de la Trent inférieure.

Les experts suivants ont été contactés, mais n'ont pas fourni de réponses : Office de protection de la nature de la région de Cataraqui; Office de protection de la nature de la région de la Trent inférieure; Conservation de la Nation Sud.

SOURCES D'INFORMATION

Bernatchez, L., et M. Giroux. 2000. *Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'Est du Canada*, Broquet, Boucherville (Québec), 350 p.

Bilodeau, P., Dumas, B. et H. Massé. 2004. Composition et état de santé de la communauté des poissons de la baie Missisquoi, lac Champlain, été 2003, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie, Longueuil, rapport technique 16-23, xii + 43 p. + annexes.

Boucher, J., M. Berubé, A. Boyko et M. Bourgeois. 2011 Plan de gestion du méné d'herbe (*Notropis bifrenatus*) au Canada (version finale), série de plans de gestion de la *Loi sur les espèces en péril,* Pêches et Océans Canada, Ottawa, v + 45 p.

Boucher, J., M. Letendre, M. Bérubé, H. Fournier, Y. Mailhot, C. Côté, L. Nadon et P-Y. Collin. 2006. Évaluation de l'impact de la pêche commerciale automnale aux poissons appâts sur cinq espèces de poissons à situation précaire en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (chevalier cuivré, brochet vermiculé, méné d'herbe, dard de sable, fouille-roche gris), Pêches et Océans Canada, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Société Provancher d'histoire naturelle du Canada, 81 p.

Centre d'information sur le patrimoine naturel. 2010, données fournies par le Centre d'information sur le patrimoine naturel, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. http://nhic.mnr.gov.on.ca/nhic_f.html (consulté en octobre 2010)

Coburn, M. M., et T. M. Cavender. 1992. Interrelationships of North American cyprinid fishes, pages 328-373, *in* R.L. Mayden (éd.), *Systematics, historical ecology, and North American freshwater fishes*, Stanford Univ. Press, Stanford (Californie).

Colotelo, A.H., et S.J. Cooke. 2010. Inventory of fish considered to be at risk in the Rideau Canal System including Pugnose Shiner (*Notropis anogenus*), Bridle Shiner (*Notropis bifrenatus*), River Redhorse (*Moxostoma carinatum*) and American Eel (*Anguilla rostrata*), Fish Ecology and Conservation Physiology Laboratory Research Report Series 10-01, Carleton University, Ottawa (Ontario).

Cooper, E. L. 1983. *Fishes of Pennsylvania and the northeastern United States*, The Pennsylvania State University Press, University Park (Pennsylvanie).

Corkum, L.D., M.R. Sapota et K.E. Skora. 2004. The round goby, *Neogobius melanostomus*, a fish invader on both sides of the Atlantic Ocean, *Biol. Invasions* 6:173–181.

Crossman, E. J., et E. Holm. 1997. Freshwater Fishes, *in Assessment of species diversity in the Mixedwood Plains ecozone*, I.M. Smith (éd.). http://www.cciw.ca/eman-temp/reports/publications/Mixedwood/fish/intro.htm#toc (consulté en octobre 1997; en anglais seulement).

Cuerrier, J.-P., F.E.J. Fry et G. Préfontaine. 1946. Liste préliminaire des poissons de la région de Montréal et du lac Saint-Pierre, *Le Naturaliste Canadien* 73:17-32.

Desroches, J.F., D. Pouliot, I. Picard et R. Laparé. 2008. Nouvelles mentions pour six espèces de poissons d'eau douce rares au Québec, *Le Naturaliste Canadien* 132(2):62-66.

Dextrase, A. 1999. 1999 sampling for fishes at risk in the Rideau, Gananoque and St. Lawrence drainages, rapport inédit pour le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough (Ontario).

Doka. S., C. Bakelaar et L. Bouvier. 2006. Chapter 6, Coastal wetland fish community assessment of climate change in the lower Great Lakes, p. 101-128, *in* L. Mortsch, J. Ingram, A. Hebb et S. Doka (éd.), *Great Lakes Coastal Wetland Communities: Vulnerability to Climate Change and Response to Adaptation Strategies*, Environnement Canada et Pêches et Océans Canada, Toronto (Ontario).

Edwards, A.L., Matchett, S.P., Doherty, A. et Staton, S.K. 2012. Programme de rétablissement du méné camus (*Notropis anogenus*) au Canada (proposition), série de programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Pêches et Océans Canada, Ottawa (Ontario), xii + 84 p.

Eschmeyer, W.N. (éd.). 2010. *Catalog of Fishes*, version électronique. http://research.calacademy.org/ichthyology/catalog (consulté le 6 novembre 2010; en anglais seulement).

FAPAQ (Société de la faune et des parcs du Québec). 2002. Rapport sur les impacts de la production porcine sur la faune et ses habitats, vice-présidence au développement et à l'aménagement de la faune, Québec.

Froese, R., et D. Pauly (éd.). 2012. FishBase, publication électronique sur le Web. www.fishbase.org (consulté en janvier 2012).

Gangbazo, G., J. Roy et A. Le Page. 2005. Capacité de support des activités agricoles par les rivières : le cas du phosphore total, Direction des politiques en milieu terrestre, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec. http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/capacite-phosphore.pdf (consulté le 22 mars 2011).

Garceau, S., J. Boucher, B. Dumas et M. Letendre. Sous presse. Évaluation de l'impact de la pêche commerciale estivale aux poissons appâts sur cinq espèces de poissons à situation précaire en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (chevalier cuivré, brochet vermiculé, méné d'herbe, dard de sable, fouille-roche gris), ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec en collaboration avec le Comité de concertation et de valorisation du bassin de la rivière Richelieu et Pêches et Océans Canada, 36 p. + annexes.

Giguère, S., J. Morin, P. Laporte et M. Mingelbier. 2005. Évaluation des impacts des fluctuations hydrologiques sur les espèces en péril, tronçon fluvial du Saint-Laurent (Cornwall à Trois-Rivières), rapport final présenté à la Commission mixte internationale dans le cadre de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, par Environnement Canada (Service canadien de la faune et Service météorologique du Canada) et par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, 71 p.

Gilbert, C. 1980. *Notropis bifrenatus* (Cope), Bridle shiner, p. 238, *in Atlas of North American Freshwater Fishes*, D. S. Lee, C. R. Gilbert, C. H. Hocutt, R. E. Jenkins, D.E. McAllister et J.R. Stauffer (éd.), North Carolina State Museum of Natural History, publication n° 1980-12.

Hair, K.P.E., et S.J. Cooke. 2009. Fall 2008 inventory of fish considered to be at risk in the Rideau River system with a focus on the middle reaches, Fish Ecology and Conservation Physiology Laboratory Research Report Series 09-01, Carleton University, Ottawa (Ontario).

Harrington, R. H. 1947. The breeding behavior of the bridled shiner, *Notropis bifrenatus*, *Copeia* 1947(3):186-192.

Harrington, R. H. 1948a. The life cycle and fertility of the bridled shiner, *Notropis bifrenatus* (Cope), *The American Midland Naturalist* 39(1):83-92.

Harrington, R. H. 1948b. The food of the bridled shiner, *Notropis bifrenatus* (Cope), *The American Midland Naturalist* 40(2):353-361.

Harrington, R. H. 1950. Preseasonal breeding by the bridled shiner, *Notropis bifrenatus*, induced under light-temperature control, *Copeia* 1950(4):304-311.

Harrington, R. H. 1951. Notes on spawning in an aquarium by the bridled shiner, *Notropis bifrenatus*, with counts of the eggs deposited, *Copeia* 1951(1):85-86.

Holm, E., et N.E. Mandrak. 1996. The status of the eastern sand darter, *Ammocrypta pellucida*, in Canada, *Canadian Field-Naturalist* 110(3):462-469.

Holm, E., N.E. Mandrak et M.E. Burridge. 2010, *The ROM field guide to freshwater fishes of Ontario*, Musée royal de l'Ontario, Toronto (Ontario), 462 p.

Holm, E., P. Dumont, J. Leclerc, G. Roy et E.J. Crossman. 2001. Rapport de situation du COSEPAC sur le méné d'herbe (*Notropis bifrenatus*) au Canada, *in* Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le méné d'herbe (*Notropis bifrenatus*) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (Ontario), 22 p.

Hubbs, C.L., et D.E. Brown. 1929. Materials for a distributional study of Ontario fishes, *Transactions of the Royal Canadian Institute* 17(1):1-56.

Hudon, C., A. Cattaneo, A.-M. Tourville Poirier, P. Brodeur, P. Dumont, Y. Mailhot, J.-P. Amyot, S.P. Despatie et Y. de Lafontaine. 2012. Oligotrophication from wetland epuration alters the riverine trophic network and carrying capacity for fish. *Aquatic Science* 495-514.

Hudon, C., et R. Carignan. 2008. Cumulative impacts of hydrology and human activities on water quality in the St. Lawrence River (Lake St. Pierre, Québec, Canada), *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65(6):1165-1180.

Jacobs, B. 2009. Status of Bridle Shiner (*Notropis bifrenatus*) and Cutlip Minnow (*Exoglossum maxillingua*) in Cornwall Area of Concern, ministère de Richesses naturelles de l'Ontario, rapport final du Fonds d'intendance des espèces en péril, Office de conservation de la nature de la région de Raisin, Cornwall (Ontario).

Jacobs, B. 2010. Status of Bridle Shiner (*Notropis bifrenatus*), Cutlip Minnow (*Exoglossum maxillingua*), Grass Pickerel (*E. a. vermiculatus*), and River Redhorse (*M. carinatum*) in the Cornwall Area of Concern, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, rapport final du Fonds d'intendance des espèces en péril, Office de conservation de la nature de la région de Raisin, Cornwall (Ontario).

Jacobs, B. 2011. Status of Bridle Shiner (*Notropis bifrenatus*), Cutlip Minnow (*Exoglossum maxillingua*), Grass Pickerel (*E. a.vermiculatus*), River Redhorse (*M. carinatum*), and American Eel (*A. rostrata*) in the Cornwall AOC, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, rapport final du Fonds d'intendance des espèces en péril, Office de conservation de la nature de la région de Raisin, Cornwall (Ontario).

Jelks, H.L., S.J. Walsh, N.M. Burkhead, S. Contraras-Balderas, E. Diaz-Pardo, D.A. Hendrickson, J. Lyons, N.E. Mandrak, F. McCormick, J.S. Nelson, S.P. Platania, B.A. Porter, C.B. Renaud, J.J. Scmitter-Soto, E.B. Taylor et M.L. Warren Jr. 2008. Conservation status of imperiled North American freshwater and diadromous fishes, *Fisheries* 33(8):372-407.

Jenkins, R. E., et N.M. Burkhead. 1993. *Freshwater fishes of Virginia*, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland).

Johnson, J. E. 1987. *Protected fishes of the United States and Canada*, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland).

Keast, A. 1984. The introduced aquatic macrophyte, *Myriophyllum spicatum,* as habitat for fish and their invertebrate prey, *Can. J. Zool.* 62:1289-1303.

Kilian, J.V., R.L. Raesly, S.A. Stranko, A.J. Becker et E. Durell. 2011. Extirpation of the Bridle Shiner (*Notropis bifrenatus*) from Maryland, *Northeastern Naturalist* 18(2):236-242.

Kovacs T.G., P.H. Martel et R.H. Voss. 2002. Assessing the biological status of fish in a river receiving pulp and paper mill effluents. *Environmental Pollution* 118:123-140.

La Violette, N. 1997. Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec.

La Violette, N., D. Fournier, P. Dumont et Y. Mailhot. 2003. Caractérisation des communautés de poissons et développement d'un indice d'intégrité biotique pour le fleuve Saint-Laurent, 1995-1997, Faune et Parcs Québec, Direction de la recherche sur la faune.

La Violette, N., et Y. Richard. 1996. Le bassin de la rivière Châteauguay : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, Envirodoq EN960454, rapport n° EA-7, 64 p. + 9 annexes.

Leisti,K.E., E.S. Millard et C.K. Minns. 2006. Assessment of submergent macrophytes in the Bay of Quinte, Lake Ontario, August 2004, including historical context, Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2762:x + 81 p.

Lyons, J. 1989. Changes in the abundance of small littoral zone fishes in Lake Mendota, Wisconsin, *Canadian Journal of Zoology* 67(12):2910-2916.

MacFarlane, A., et L. Durocher. 1984. Inventaire ichtyologique de plusieurs tributaires de la rive sud du lac Saint-Pierre et du fleuve Saint-Laurent (région de Gentilly), Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale des Trois-Rivières, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune.

Makkay, K., F.R. Pick et L. Gillespie. 2008. Predicting diversity versus community composition of aquatic plants at the river scale, *Aquatic Botany* 88:338–346.

Mandrak, N.E., J. Barnucz, G.J. Velema et D. Marson. 2006. Survey of the fish assemblages of St. Lawrence Islands National Park in 2005, *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2777:v + 17 p.

Mapleston, A., L.A. Thompson et S.J. Cooke. 2007. Inventory of fish considered to be at risk in the Rideau Canal System including Pugnose Shiner (*Notropis anogenus*), Bridle Shiner (*Notropis bifrenatus*), River Redhorse (*Moxostoma carinatum*) and American Eel (*Anguilla rostrata*), Fish Ecology and Conservation Physiology Laboratory Research Report Series 07-02, Carleton University, Ottawa (Ontario).

Massé, G., et J.-R. Mongeau. 1973. Répartition géographique des poissons, leur abondance relative et bathymétrie de la région du lac Saint-Pierre. Québec, ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement de la faune, rapport technique 06-01.

MDDEP (ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs). 2007. L'eau au Québec : une ressource à protéger, disponible à l'adresse : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/inter.htm (consulté le 23 juillet 2007).

Mongeau, J.-R. 1979a. Recensement des poissons du lac Saint-François comtés de Huntingdon et Vaudreuil-Soulanges, pêche sportive et commerciale, ensemencements de maskinongés, 1963-1977, Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, rapport technique 06-25.

Mongeau, J.-R. 1979b. Les poissons du bassin de drainage de la rivière Yamaska, 1963 à 1975, Québec, ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement de la faune, rapport technique 06-22.

Mongeau, J.-R. 1979c. Dossiers des poissons du bassin versant de la Baie Missisquoi et de la Rivière Richelieu, 1954 à 1977, Québec, ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement de la faune, rapport technique 06-24.

Mongeau, J.-R., et V. Legendre. 1976. Les ressources fauniques du bassin inférieur de la Rivière Saint-François : évolution des populations en dix ans 1965-1974, Québec, ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement de la faune, rapport technique 06-14.

MRNO (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario). 2010. Règlements de la pêche sportive de l'Ontario, http://www.fishinontario.com/regs.html (consulté en décembre 2010; en anglais seulement).

NatureServe. 2010. NatureServe Explorer, an online encyclopedia of life (site Web), The Association for Biodiversity Information. http://www.natureserve.org/explorer (consulté en octobre 2010; en anglais seulement).

NatureServe. 2013. NatureServe Explorer, an online encyclopedia of life (site Web), The Association for Biodiversity Information. http://www.natureserve.org/explorer (consulté en février 2013; en anglais seulement).

Page, L.M., et B.M. Burr. 2011. *A field guide to freshwater fishes*, deuxième édition, Houghton Mifflin Company, Boston (Massachusetts).

Portt, C.B., G.A. Coker, N.E. Mandrak et D.L. Ming. 2008. Protocol for the detection of fish Species At Risk in Ontario Great Lakes Area (OGLA), Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2008/026.

Radforth, I. 1944. Some considerations on the distribution of fishes in Ontario, Contributions of the Royal Ontario Museum of Zoology No. 25:1-116.

Reyjol, Y., P. Brodeur, Y. Mailhot, M. Mingelbier et P. Dumont. 2010. Do native predators feed on exotic prey? The case of round goby in a fluvial piscivorous fish assemblage, *Journal of Great Lakes Research* 36:618-624.

Richard, Y. 1996. Le bassin versant de la rivière Saint-François : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, Envirodoq EN960254, rapport n° EA-3, 70 p. + 10 annexes.

Robitaille, J. 2005. Rapport sur la situation du méné d'herbe (*Notropis bifrenatus*) au Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de la faune, 18 p.

Sabo, M. 2000. Threatened fishes of the world: *Notropis bifrenatus* (Cope, 1867) (Cyprinidae), *Environmental Biology of Fishes* 59:384.

Saint-Jacques, N., et Y. Richard. 1997. Le bassin de la rivière Richelieu : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec.

Scott, W. B., et E. J. Crossman. 1974. *Poissons d'eau douce du Canada*, Office des recherches sur les pêcheries du Canada, bulletin 184.

Simard, A., 2004. Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec. www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/global-2004/index.htm (consulté le 22 mars 2011).

Smith, C.-L. 1985. The inland fishes of New York State, New York State Department of Environmental Conservation, Albany (New York).

Steinhart, G.B., E.A. Marshall et R.A. Stein. 2004. Round goby predation on smallmouth bass offspring in nests during simulated catch-and-release angling, *Trans. Am. Fish. Soc.*133, 121-131.

SVL 2000 (Saint-Laurent Vision 2000). 2008. Portrait global de l'état du Saint-Laurent – 2008 – eaux, sédiments, rives, ressources biologiques et usages. http://www.planstlaurent.qc.ca/sl_obs/sesl/publications/portrait/2008/Portrait_global_2008_f.pdf (consulté le 22 mars 2011).

Taraborelli, A.C., M. G. Fox, T. B. Johnson et T. Schaner. 2010. Round goby (*Neogobius melanostomus*) population structure, biomass, prey consumption and mortality from predation in the Bay of Quinte, Lake Ontario, *Journal of Great Lakes Research* 36(4):625-632.

Vachon, N. 2003. L'envasement des cours d'eau : processus, causes et effets sur les écosystèmes avec une attention particulière aux Castostomidés dont le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*), Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie, Longueuil, rapport technique 16-13, vi + 49 p.

Vachon, N. 2007. Bilan sommaire du suivi du recrutement des chevaliers dans le secteur Saint-Marc de la rivière Richelieu de 2003 à 2006 avec une attention particulière portée au chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*), ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de l'Estrie, de Montréal et de la Montérégie, Longueuil, rapport technique 16-34, vii + 31 p. + 1 annexe.

Vanderploeg, H.A., T.F. Nalepa, D.J. Jude, E.J. Mills, K.T. Holeck, J.R. Liebig, I.A. Grigorovich et H. Ojaveer. 2002. Dispersal and emerging ecological impacts of Ponto-Caspian species in the Laurentian Great Lakes, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59:1209-1228.

Werner, R. G. 2004. *A field guide to freshwater fishes of the northeastern United States*, Syracuse University Press, Syracuse (New York) xiv + 335 p.

Whitworth, W.R., P.L. Berrien et W.T. Keller. 1968. Freshwater fishes of Connecticut, State Geological and Natural History Survey of Connecticut, department of Environmental Protection, bulletin 101.

Wiken, E. 1986. Les écozones terrestres du Canada, Classification écologique des terres, série n° 19, Direction des terres, Environnement Canada.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

Nicholas E. Mandrak est chercheur au ministère des Pêches et des Océans (MPO), à Burlington, en Ontario. Ses champs d'intérêt pour la recherche sont la biodiversité, la biogéographie et la conservation des poissons d'eau douce du Canada. M. Mandrak a participé à la rédaction de 32 rapports du COSEPAC. Il a corédigé le *Field Guide to Freshwater Fishes of Ontario* du ROM.

Scott Gibson travaillait à titre de biologiste principal des pêches chez Azimuth Environmental Consulting au début de la préparation du présent rapport, mais il a récemment accepté le poste de spécialiste des espèces aquatiques en péril au ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. M. Gibson a effectué des relevés de poissons dans le cadre de plusieurs projets de recherche et d'évaluation menés dans la plupart des régions de l'Ontario pendant plus de 15 ans.

Pierre Dumont, biologiste principal des pêches, étudie les écosystèmes d'eau douce du Québec depuis le début des années 1970, époque où il a participé aux études d'impact du projet hydroélectrique de la baie James. Aujourd'hui à la retraite, il a obtenu un poste de biologiste à la fonction publique du Québec en 1978, dans la région de l'Outaouais, puis, après 1982, dans les basses terres du Saint-Laurent, la région la plus urbanisée de la province. Son travail s'articulait principalement autour d'études scientifiques portant sur les sujets suivants : situation et gestion de l'esturgeon jaune, de la perchaude et de l'anguille d'Amérique, surveillance à long terme des communautés de poissons dans le fleuve Saint-Laurent, amélioration de l'habitat du poisson et rétablissement du suceur cuivré, une espèce en voie de disparition endémique au sud-ouest du Québec.

Mary Burridge est conservatrice adjointe (ichtyologie) au Département d'histoire naturelle du ROM. Elle compte plus de 30 années d'expérience et a rédigé de nombreux articles scientifiques décrivant de nouvelles espèces de poissons de l'Asie du Sud-Est et de la zone Indo-Pacifique. Elle a également rédigé des articles très lus sur les questions touchant les espèces indigènes de l'Ontario, et sur les expositions et les collections du ROM. M^{me} Burridge est membre de l'équipe responsable de l'exposition sur l'eau, et des galeries *La vie en péril : Galerie Schad de la biodiversité* et *Galerie Famille Keenan de la biodiversité interactive*. Elle joue également un rôle actif dans des programmes d'éducation et visite des écoles et des groupes de jeunes pour défendre la biodiversité indigène de l'Ontario. Elle a corédigé le *Field Guide to Freshwater Fishes of Ontario* du ROM.

Erling Holm est conservateur adjoint de la collection de poissons du ROM, à Toronto. Il s'intéresse notamment à la taxinomie et à l'écologie des poissons d'eau douce du Canada. Depuis 1986, ses travaux portent principalement sur les poissons en péril. M. Holm a corédigé 11 rapports de situation. Il gère l'une des plus grandes collections de poissons du Canada, mène des travaux de terrain en Ontario, et coordonne les ateliers annuels d'identification des poissons du ROM. Il a corédigé le *Field Guide to Freshwater Fishes of Ontario* du ROM.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune.